



**Ricardo Miguel Pereira Pinto**

Licenciado em Engenharia do Ambiente

## **Estudo das alterações introduzidas numa lagoa de regularização de águas lixiviantes com a aplicação de cobertura flutuante - Caso de estudo na ALGAR - Aterro sanitário do Barlavento**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Artur João Lopes Cabeças, Mestre e  
Professor Auxiliar Convidado, Faculdade de Ciências e  
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira  
Arguente(s): Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano  
Vogal (ais) : Prof. Artur João Lopes Cabeças



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Outubro 2015**





**Ricardo Miguel Pereira Pinto**  
Licenciado em Engenharia do Ambiente

## **Estudo das alterações introduzidas numa lagoa de regularização de águas lixiviantes com a aplicação de cobertura flutuante - Caso de estudo na ALGAR - Aterro sanitário do Barlavento**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia Sanitária

Orientador: Artur João Lopes Cabeças, Mestre e  
Professor Auxiliar Convidado, Faculdade de Ciências e  
Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira  
Arguente(s): Prof. Doutor António Pedro de Macedo Coimbra Mano  
Vogal (ais) : Prof. Artur João Lopes Cabeças



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Outubro 2015**



Estudo das alterações introduzidas numa lagoa de regularização de águas lixiviantes com a aplicação de cobertura flutuante - Caso de estudo na ALGAR - Aterro sanitário do Barlavento.

Copyright © Ricardo Miguel Pereira Pinto, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar, gostaria de prestar um sincero reconhecimento e agradecimento ao meu orientador, o Prof. Artur Cabeças, pelo apoio, material disponibilizado, amabilidade e total disponibilidade demonstrada, tendo em consideração os seus inúmeros afazeres profissionais.

A ALGAR. SA, em particular ao Eng.º Carlos Juncal, pela disponibilidade e compreensão para com o desenvolvimento do tema da presente dissertação.

Ao laboratório de hidráulica da Universidade do Algarve (Campus da Penha), pelo profissionalismo, simpatia e disponibilidade na realização e acompanhamento das campanhas de amostragem e trabalho laboratorial, necessários à presente dissertação.

À FCT, pelo excelente de quadro de docentes ao seu dispor e, por tornar o Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil de Engenharia Sanitário, uma fonte de conhecimento e valorização da minha formação pessoal e académica.

A todos aqueles, familiares ou amigos que, sempre acreditaram nos meus objetivos e assim contribuíram, das mais diversas formas, para a conclusão de mais uma importante etapa da minha formação académica, o meu sincero agradecimento.





## Resumo

A presente dissertação apresenta um estudo sobre as alterações das condições ambientais, económicas, de funcionamento e de exploração que se podem verificar numa lagoa de regularização, antes e após a aplicação de uma cobertura flutuante, que passou de aerobiose, proporcionada pela utilização de 2 arejadores localizados no centro da lagoa, para anaerobiose após a sua desativação (remoção) e, consequente aplicação da referida cobertura.

Este estudo teve incidência na lagoa de regularização localizada no aterro sanitário do Barlavento algarvio, em Portimão, onde foram realizadas duas campanhas de amostragem, através da utilização das duas caixas de visita (tendo a segunda sido instalada no decorrer da presente dissertação) existentes na sua cobertura flutuante, com o objetivo de recolha dos elementos necessários ao desenvolvimento do estudo.

Com base nos ensaios laboratoriais efetuados sobre as amostras de águas lixivantes recolhidas durante as campanhas realizadas foram analisados os respetivos resultados e ponderadas as respetivas conclusões.

Com a elaboração deste estudo foi possível concluir que no curto prazo, a cobertura aplicada na referida lagoa de regularização, não provocou alterações significativas no funcionamento da ETAL, mas foi conseguido através desta solução reduzir a emissão de odores, bem como, uma diminuição dos custos energéticos associados à exploração da estação de tratamento de águas lixivantes e, ainda, uma diminuição do caudal afluente a esta, através do desvio das águas pluviais captadas na cobertura.

Saliente-se que a cobertura total da lagoa de águas lixivantes do aterro sanitário do Barlavento cuja operação é da responsabilidade da empresa ALGAR SA, foi a primeira a ser efetuada neste tipo de infraestrutura sanitária, sendo uma situação inovadora a nível nacional.

A presente dissertação procurou assim estudar e analisar os eventuais efeitos ou consequências nas características das águas lixivantes a levar a tratamento após a cobertura completa da lagoa de águas lixivantes e, deste modo, contribuir com dados sobre uma situação ainda desconhecida e inovadora.

Palavras-chave: ALGAR, Lagoa de regularização, Cobertura flutuante, Odores.



## **Abstract**

This thesis presents a study of the changes in the environmental, economic, operating and exploration conditions that may occur in a settlement lagoon, before and after applying a floating cover, which went from a aerobic condition, provided by the use 2 aerators located in the center of the lagoon, to an anaerobic condition, after the removal of the aerators and consequent application of a floating cover on the top of the lagoon.

This study focus on the settlement lagoon located at the sanitary landfill of the western Algarve, in Portimão, where were made two sampling campaigns through the use of the two manholes (the second one was installed in the course of this dissertation) existing in its floating cover, with the purpose of collecting the information necessary for the development of this study.

Based on the performed laboratory tests on the leaching water samples collected during the campaigns, the results were analyzed and weighted the respective conclusions.

After the end of this study it was concluded that, in the short term, the coverage applied in that settlement lagoon did not cause significant changes in the functioning of the treatment facility, but through this solution it was possible to reduce the emission of odors, as well as a decrease energy costs associated with the operation of the leaching water treatment plant and also a decrease in the tributary flow to this, through the diversion of rainwater captured on the cover.

It should be noted that the total coverage of leaching water lagoon landfill of Windward whose operation is the responsibility of ALGAR SA, was the first to be made in this type of treatment infrastructure, and an innovative situation at national level.

This work thus sought to study and analyze the possible effects or consequences on the characteristics of the leaching water lead to treatment after full coverage of leaching water lagoon and thus contribute with data about a situation still unknown and innovative.

**Keywords:** ALGAR, Settlement lagoon, floating cover, Odors.



# Índice

<b>CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 INTRODUÇÃO.....	1
1.2 OBJETIVOS .....	2
1.3 ESTRUTURA DA TESE.....	2
<b>CAPÍTULO 2 - RESÍDUOS EM PORTUGAL .....</b>	<b>3</b>
2.1 ABORDAGEM GERAL .....	3
2.1 TAXA DE GESTÃO DE RESÍDUOS.....	6
2.2 ÁGUAS LIXIVIANTES EM PORTUGAL .....	7
2.3 ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO .....	8
<b>CAPÍTULO 3 - REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>9</b>
3.1 ATERRO SANITÁRIO .....	9
3.2 SISTEMAS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL .....	10
3.2.1 Sistema de impermeabilização .....	10
3.2.2 Sistema de drenagem de fundo.....	12
3.2.3 Sistema periférico de valetas .....	12
3.3 MONITORIZAÇÃO .....	13
3.4 ÁGUAS LIXIVIANTES .....	13
3.5 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS .....	15
3.5.1 Tratamentos físico químicos .....	15
3.5.1.5 Microfiltração .....	18
3.5.2 Tratamentos biológicos.....	21
3.5.2.1 Lagoas de regularização .....	21
3.5.2.2 Lagoas arejadas .....	21
3.5.2.3 Lamas ativadas .....	22
3.5.3 Outro tipo de tratamentos .....	22
3.5.3.1 Recirculação.....	22
3.6 BIOGÁS.....	23
3.6.1 Processos de degradação dos resíduos urbanos/Formação do biogás .....	24
3.7.1 Medidas de mitigação de odores .....	28
3.7.1.1 Tecnologias físicas .....	28
3.7.1.2 Tecnologias químicas.....	30
3.7.1.3 Tecnologias biológicas .....	32
<b>CAPÍTULO 4 - CASO DE ESTUDO .....</b>	<b>36</b>
4.1 ALGAR .....	36
4.2 ATERRO SANITÁRIO DO BARLAVENTO.....	37

4.2.1 Valorização energética a partir do biogás.....	39
4.2.2 ETAL do Barlavento .....	39
4.2.2.1 Etapas do processo de tratamento .....	41
4.2.2.2 Plano de Monitorização .....	47
4.2.2.3 Solução com cobertura flutuante.....	48
<b>CAPÍTULO 5 - METODOLOGIA.....</b>	<b>50</b>
5.1 AMBIENTE .....	50
5.1.1 Águas pluviais .....	50
5.1.2 Odores .....	50
5.2 ECONOMIA .....	51
5.2.1 Energia elétrica .....	51
5.2.2 Custo energético do tratamento.....	51
5.2.3 Valorização energética das emissões gasosas.....	52
5.3 EXPLORAÇÃO/MANUTENÇÃO DA ETAL.....	52
5.3.1 Características do lixiviado .....	52
5.3.2 Eficiência do processo de tratamento.....	53
<b>CAPÍTULO 6 - PLANO DE TRABALHOS .....</b>	<b>54</b>
6.1 AMBIENTE .....	54
6.1.1 Águas pluviais .....	54
6.1.2 Odores .....	54
6.2 ECONOMIA .....	55
6.2.1 Energia elétrica .....	55
6.2.2 Custo do tratamento.....	55
6.2.3 Valorização energética das emissões gasosas.....	55
6.3 EXPLORAÇÃO/MANUTENÇÃO DA ETAL.....	57
6.3.1 Características do lixiviado .....	57
6.3.1.1 Procedimento de amostragem .....	60
6.3.1.2 Determinação dos parâmetros .....	62
6.3.2 Eficiência do processo de tratamento.....	64
<b>CAPÍTULO 7 - RESULTADOS .....</b>	<b>65</b>
7.1 AMBIENTE .....	65
7.1.1 Águas pluviais .....	65
7.2 ECONOMIA .....	66
7.2.1. Energia.....	66
7.2.2 Custo energético de tratamento.....	67
7.2.3 Valorização energética das emissões gasosas.....	67
7.3 EXPLORAÇÃO/MANUTENÇÃO DA ETAL.....	68
7.3.1 CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO .....	68

7.3.1.1 Resultados da primeira campanha.....	69
7.3.1.2 Resultados da segunda campanha.....	69
<b>CAPÍTULO 8 - DISCUSSÃO DE RESULTADOS .....</b>	<b>70</b>
8.1 AMBIENTE .....	70
8.1.1 Águas pluviais .....	70
8.1.2 Odores .....	71
8.2 ECONOMIA .....	72
8.2.1 Energia elétrica .....	72
8.2.2 Custo energético do tratamento.....	72
8.2.3 Valorização energética das emissões gasosas.....	72
8.3 EXPLORAÇÃO/MANUTENÇÃO DA ETAL.....	72
8.3.1 Características do lixiviado .....	72
<b>CAPÍTULO 9 - CONCLUSÕES .....</b>	<b>79</b>
9.1 CONCLUSÕES DA DISSERTAÇÃO .....	79
9.2 DESENVOLVIMENTOS FUTUROS .....	79
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>80</b>





## Índice de Figuras

Figura 1 - Diagrama de Venn da sustentabilidade.....	1
Figura 2 - Hierarquia de resíduos, segundo o PNGR para horizonte de 2014-2020.....	5
Figura 3 - Capitação de Resíduos Urbanos em Portugal Continental e na Europa .....	5
Figura 4 - Destino final dos RU em Portugal continental .....	6
Figura 5 - Esquema de um aterro sanitário.....	9
Figura 6 - Camadas do sistema de impermeabilização de um aterro sanitário.....	11
Figura 7 - Processo de Stripping.....	17
Figura 8 - Funcionamento de uma unidade de permuta iónica .....	17
Figura 9 - Capacidade de filtração da microfiltração.....	18
Figura 10 - Capacidade de filtração da ultrafiltração .....	18
Figura 11 - Capacidade de filtração da nanofiltração .....	19
Figura 12 - Processos de osmose direta e osmose inversa .....	19
Figura 13 - Capacidade de filtração da osmose inversa.....	20
Figura 14 - Esquema de um sistema de recirculação de lixiviado.....	23
Figura 15 - Variação da composição do biogás.....	26
Figura 16 - Embalagem Odoreze <sup>tm</sup> .....	29
Figura 17 - Municípios abrangidos pela Algar .....	36
Figura 18 - Resíduos depositados anualmente no aterro sanitário do Barlavento.....	38
Figura 19 - Produção de energia nos Aterros sanitários do Barlavento e Sotavento.....	39
Figura 20 - Rendimento de tratamento da osmose inversa da ETAL do Barlavento .....	41
Figura 21 - Planta da ETAL do Barlavento .....	41
Figura 22 - Camadas de proteção ambiental da lagoa de regularização .....	42
Figura 23 - Filtros de areia e a sua composição, instalados no Aterro Sanitário do Barlavento .....	43
Figura 24 - Filtros cartuxo instalados no Aterro Sanitário do Barlavento.....	43
Figura 25 - Funcionamento de um disco tubular do sistema de osmose inversa instalado .....	44
Figura 26 - Discos tubulares do segundo estágio da osmose inversa .....	45
Figura 27 - Torres de Desgaseificação .....	45
Figura 28 - Biofiltro do aterro sanitário do Barlavento.....	46
Figura 29 - Características da cobertura.....	48
Figura 30 - Lagoa de regularização antes (esquerda) e após (direita) da cobertura. ....	49
Figura 31 - Sistema de captação de águas pluviais .....	49
Figura 32 - Reservatório de águas pluviais.....	49
Figura 33 - Caixa de visita lateral .....	49
Figura 34 - Caixa de visita central.....	49
Figura 35 - GEM 2000 Plus da Geotechnical Instruments.....	55
Figura 36 - Local de amostragem A .....	56
Figura 37 - Local de amostragem B.....	56

Figura 38 - SIGMA 900 da QLabo.....	58
Figura 39 - HD30d da flexi .....	58
Figura 40 - Caixa de visita e a sua localização.....	59
Figura 41 - Caixa de visita no centro da lagoa e a sua localização .....	59
Figura 42 - Esquema de amostragem da 1. <sup>a</sup> Campanha.....	60
Figura 43 - Esquema de amostragem da 2. <sup>a</sup> Campanha.....	61
Figura 44 - Acompanhamento das atividades laboratoriais .....	62
Figura 45 - Equipamento condutividade elétrica.....	62
Figura 46 - Tubos do kit AL200 COD .....	63
Figura 47 - Reator aquecido TR320.....	63
Figura 48 - Funcionamento de uma garrafa de deteção de CBO <sub>5</sub> .....	63
Figura 49 - Garrafas para determinação do CBO .....	64
Figura 50 - Valores gasto em função dos consumos energéticos da ETAL .....	66
Figura 51 - Consumos energéticos e caudais de águas lixivantes afluentes à ETAL .....	67
Figura 52 - Custo energético em função do caudal tratado.....	67
Figura 53 - Valores obtidos de oxigénio dissolvido na 1. <sup>a</sup> campanha de amostragem .....	73
Figura 54 - Valores obtidos para o oxigénio dissolvido na 2. <sup>a</sup> campanha de amostragem .....	73
Figura 55 - Valores obtidos para os SST na 2. <sup>a</sup> campanha de amostragem.....	74
Figura 56 - Valores obtidos para os SST na 1. <sup>a</sup> campanha de amostragem.....	74
Figura 57 - Valores obtidos para a condutividade a 20°C na 2. <sup>a</sup> Campanha de amostragem ...	75
Figura 58 - Valores obtidos para a condutividade a 20°C na 1. <sup>a</sup> Campanha de amostragem ...	75
Figura 59 - Valores obtidos para COT na 2. <sup>a</sup> campanha de amostragem.....	76
Figura 60 - Valores obtidos para CBO <sub>5</sub> na 2. <sup>a</sup> Campanha de amostragem .....	76
Figura 61 - Valores obtidos para CQO na 2. <sup>a</sup> Campanha de amostragem .....	76
Figura 62 - Valores obtidos para CBO <sub>5</sub> na 1. <sup>a</sup> Campanha de amostragem .....	77
Figura 63 - Valores obtidos para CQO na 1. <sup>a</sup> Campanha de amostragem .....	77

## Índice de Quadros

Quadro 1 - Valores da Taxa gestão de resíduos .....	7
Quadro 2 - Composição típica das águas lixiviantes .....	14
Quadro 3 - Variação dos parâmetros do lixiviado com a idade do aterro .....	15
Quadro 4 - Resumo dos processos de filtração.....	21
Quadro 5 - Componentes do Biogás .....	24
Quadro 6 - Composição típica do biogás .....	24
Quadro 7 - Variação das características das águas lixiviantes nas diferentes fases de degradação dos resíduos .....	27
Quadro 8 - Eficiências de remoção de odores .....	29
Quadro 9 - Quadro resumo de várias matérias utilizados em biofiltros e as suas respetivas eficiências .....	35
Quadro 10 - População e áreas afetadas pela Algar .....	37
Quadro 11 - Caracterização das células do aterro sanitário do Barlavento .....	38
Quadro 12- Caudais de lixiviado do Aterro Sanitário do Barlavento.....	40
Quadro 13 - Esforço de remoção mínimo necessário para cumprir os valores limites de emissão (VLE). .....	40
Quadro 14 - Principais características físicas do leito de enchimento BIOMIX .....	46
Quadro 15 - Plano de monitorização das águas lixiviantes, LA nº 72, de 2008. ....	47
Quadro 16 - Potencial de captação de águas pluviais.....	65
Quadro 17 - Caracterização das emissões gasosas a montante do biofiltro .....	66
Quadro 18 - Resultados da amostragem dos emissões gasosas no sistema .....	68
Quadro 19 - Valores médios anuais dos vários parâmetros monitorizados das águas lixiviantes .....	68
Quadro 20 - Resultados da amostragem vertical no local A.....	69
Quadro 21 - Resultados da amostragem na diagonal no local A .....	69
Quadro 22 - Resultados da amostragem da 2.ª Campanha .....	69
Quadro 23 - Desvio das águas pluviais da ETAL .....	70
Quadro 24 - Poupanças anuais em águas de serviço (preço de mercado de 0,5€/m3) .....	70
Quadro 25 - Poupança utilizando águas pluviais para reduzir o consumo de águas subterrâneas.....	71
Quadro 26 - Efeitos nos seres humanos da exposição a H <sub>2</sub> S .....	71
Quadro 27 - Evolução das características do lixiviado .....	78
Quadro 28 - Razão de CBO <sub>5</sub> /CQO por idade de aterros sanitários .....	78



## **Lista de abreviaturas, siglas e símbolos**

---

**APA** - Agência portuguesa do ambiente

**CBO<sub>5</sub>** - Carência bioquímica de oxigénio ao fim de 5 dias

**CQO** - Carência química de oxigénio

**COT** - Carbono orgânico total

**COV** - Compostos orgânicos voláteis

**DL** - Decreto-Lei

**ETAL** - Estação de tratamento de afluentes lixiviados

**LER** - Lista Europeia de Resíduos

**PERSU** - Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos

**PNGR** - Plano Nacional de Gestão de Resíduos

**RIB** - Resíduos industrial banal

**RU** - Resíduos Urbano

**RUB** - Resíduos Urbano Biodegradável

**SBR** - Sequence Batch Reactor

**SS** - Sólidos suspensos

**SST** - Sólidos suspensos totais

**TGR** - Taxa gestão de resíduos



# Capítulo 1 - Introdução

---

## 1.1 Introdução

O crescimento da população mundial tem como natural consequência o aumento da produção de Resíduos Urbanos (RU). Este aumento é seguramente um dos maiores desafios da sociedade atual e deve levar à adoção de estratégias consistentes, no intuito de desenvolver formas de gestão integrada dos mesmos, que deve ser sempre acompanhada pelas melhores tecnologias disponíveis, no tratamento e processamento de resíduos.

Segundo o *The World Bank*, em 2012 foram gerados mundialmente 1.3 bilhões de toneladas de resíduos e está previsto que este número cresça para 2.2 bilhões de toneladas até 2025. Na sua gestão, em termos monetários, foram gastos 205.4 bilhões de dólares e calcula-se que este valor aumente para 375.5 bilhões de dólares, em 2025.

Tendo em conta estes números, deve ser feito um esforço conjunto por parte de todos os intervenientes, de forma a encontrar as tecnologias mais eficazes e, paralelamente, mais sustentáveis, na abordagem a este problema, tendo em consideração, os fatores económicos, sociais e ambientais (figura 1).

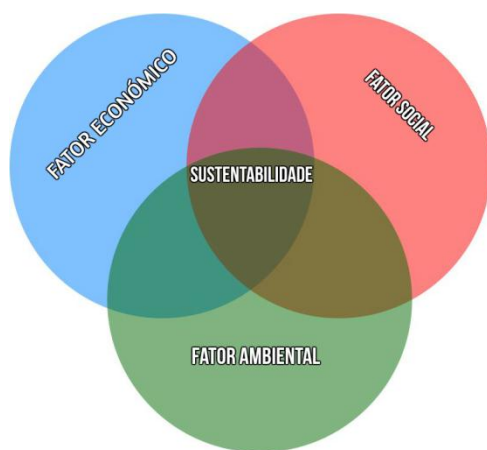


Figura 1 - Diagrama de Venn da sustentabilidade

Atualmente, a prática/tecnologia mais recorrente é a utilização de aterros sanitários. Esta tecnologia é bastante atraente do ponto de vista económico pois permite, se bem aplicada, gerar receitas através da valorização energética do biogás produzido em aterro. Contudo, do ponto de vista ambiental e social, esta tecnologia está muito dependente dos responsáveis pela sua implementação e exploração. Os aterros sanitários, encontram-se associados de forma depreciativa, pela generalidade da população, a "lixeiros", focos de poluição causadores de doenças e emissores de odores.

## 1.2 Objetivos

Na presente dissertação pretende-se determinar as alterações verificadas na Estação de Tratamento de Águas Lixivantes (ETAL) e as características do lixiviado, nomeadamente, através do estudo das condições introduzidas nas águas lixivantes pela cobertura total da lagoa de regularização do aterro sanitário do Barlavento Algarvio com uma cobertura flutuante.

Pretende-se alcançar este propósito, através da avaliação dos seguintes pressupostos:

- Caracterização do lixiviado antes e após a cobertura;
- Alterações nos caudais afluentes a tratar;
- Caracterização das emissões gasosas feitas pela lagoa de regularização;
- Alterações nos consumos energéticos com a aplicação da cobertura;

## 1.3 Estrutura da tese

O presente documento encontra-se dividido em duas partes. Na primeira descreve-se a componente teórica da dissertação, que engloba os seguintes capítulos:

- **Capítulo 1** - Introdução, objetivos e estrutura da dissertação;
- **Capítulo 2** - Enquadramento geral da presente dissertação, onde se apresenta o resumo da situação geral dos resíduos em Portugal, falando também do seu contexto histórico e sobre o enquadramento legislativo;
- **Capítulo 3** - Revisão literária na temática de resíduos, mais especificamente sobre aterros sanitários, os processos de tratamento de águas lixivantes e processos de controlo de odores.

Na segunda parte, abordam-se os aspetos mais práticos da dissertação, que integra os seguintes capítulos:

- **Capítulo 4** - Caso de estudo, onde é caracterizada a empresa responsável pela instalação e o local de estudo;
- **Capítulo 5** - Metodologias adotadas;
- **Capítulo 6** - Plano de trabalhos e respetivo faseamento;
- **Capítulo 7** - Resultados obtidos no desenvolvimento dos trabalhos;
- **Capítulo 8** - Discussão e análise dos resultados obtidos;
- **Capítulo 9** - Conclusões e oportunidades futuras.



## Capítulo 2 - Resíduos em Portugal

---

### 2.1 Abordagem geral

A primeira abordagem em termos legislativos sobre resíduos em Portugal, data de 1985 quando foi aprovado o regime jurídico de gestão de resíduos, através do Decreto-Lei (DL) n.º 488/85, de 25 de Novembro.

Neste documento surgiu a primeira definição de resíduos, que eram considerados como um "conjunto de materiais, podendo compreender o que resta de matérias-primas após a sua utilização e que não possa ser considerado subproduto ou produtos, de que o seu possuidor pretenda ou tenha a necessidade de se desembaraçar".

Neste enquadramento, a problemática dos resíduos foi considerada na década dos anos 90 uma das principais prioridades da política ambiental nacional tendo em conta os problemas ambientais causados pela gestão ineficiente dos resíduos. Salienta-se que em 1996 foi aprovado o primeiro plano nacional para o setor dos resíduos urbanos, o Plano Estratégico para a Gestão de Resíduos sólidos Urbanos (PERSU).

Este plano, com um horizonte de aplicação de uma década (1997/2007), tinha como principal função a organização, regulamentação e infraestruturação do setor dos resíduos em Portugal, sendo monitorizado em 2004/2005.

Este plano permitiu:

- O encerramento de lixeiras (destino de 73% dos resíduos produzidos até 1995);
- A criação de sistemas multimunicipais e intermunicipais de gestão de RU (sistemas plurimunicipais);
- A construção de novas infraestruturas de valorização e eliminação;
- A criação de sistemas de recolha seletiva multimaterial;
- A definição das linhas de orientação geral para a criação de sistemas de gestão de fluxos específicos de resíduos.

Em 2006 o PERSU foi revisto tendo então surgido um novo plano, o PERSU II aprovado através da portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro. Este novo PERSU II teve como horizonte temporal de 2007 a 2016, tendo estabelecido as prioridades, as metas a atingir, as ações a implementar e as regras orientadoras dos planos multimunicipais, intermunicipais e municipais de ação. O PERSU II veio rever a Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Urbanos Biodegradáveis destinados aos Aterros (ENRRUBDA), publicada em 2003 de modo a dar cumprimento às obrigações de desvio de aterro previstas na Diretiva Aterros 13.

O PERSU II definiu como principais linhas orientadoras estratégicas para a gestão de resíduos urbanos:

- Reduzir, reutilizar, reciclar;
- Separar na origem;
- Minimizar a deposição em aterro;
- A valorização energética da fração não reciclável;
- O “Protocolo de Quioto” como compromisso determinante na política de resíduos;
- Informação validada a tempo de se poderem tomar decisões;
- A sustentabilidade dos sistemas de gestão de resíduos urbanos.

Estas linhas orientadoras, tinham como objetivo garantir a adequada gestão de resíduos e ir ao encontro do cumprimento de compromissos nacionais e europeus em matéria de gestão de resíduos, nomeadamente, ao nível de:

- Embalagens e resíduos de embalagens (para cumprimento das metas de reciclagem e valorização definidas para 2011);
- Redução da deposição de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) em aterro (para cumprimento das metas estabelecidas pela Diretiva Aterros para o horizonte 2009 a 2016);
- Recolha de resíduos de papel/cartão não embalagem (metas definidas no Plano).
- A implementação do PERSU II contribuiu para que, no período 2007-2012, tenham ocorrido alterações importantes no setor de gestão de resíduos urbanos, nomeadamente:
- Modificações na configuração dos sistemas de gestão de resíduos urbanos e também das opções de gestão dos RU, alinhadas com a legislação comunitária entretanto transposta;
- Aumento do número de unidades de tratamento mecânico e biológicas (TMB) destinadas à valorização orgânica e material de RU e melhoria da rede de recolha seletiva, nomeadamente de ecopontos, ecocentros e circuitos de recolha porta-a-porta;
- Reforço de aplicação da hierarquia da gestão de resíduos, tendente a uma sociedade mais vocacionada para a reciclagem e a uma forte aposta na valorização orgânica de resíduos biodegradáveis.

Independentemente do esforço realizado pelos vários agentes interveniente do setor, verificou-se que na última avaliação intercalar à implementação do PERSU II não tinham sido cumpridas as metas definidas, nomeadamente nas captações da recolha seletiva que ficaram abaixo do proposto face à predominância da deposição de resíduos em aterros sanitários.

Atualmente Portugal possui dois planos aprovados e em vigor, ou sejam, o Plano Nacional de Gestão de Resíduos (PNGR), definido na Resolução do Conselho de Ministros n.º 11-C/2015, e o novo Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU) 2020, aprovado pela Portaria n.º

187-A/2014, de 17 de Setembro. Ambos os planos contemplam pontos comuns pois o PERSU 2020 suporta a elaboração do PNGR.

A abordagem à gestão de resíduos em Portugal definida no PNGR baseia-se num sistema de pirâmide invertida, sendo que a prevenção e a redução da produção de resíduos representam as prioridades hierárquicas (figura 2).



Figura 2 - Hierarquia de resíduos, segundo o PNGR para horizonte de 2014-2020

O desempenho de Portugal, em relação a quantidade de RU produzidos *per capita*, acompanha a evolução europeia ao longo dos anos, como se pode ver na figura 3.

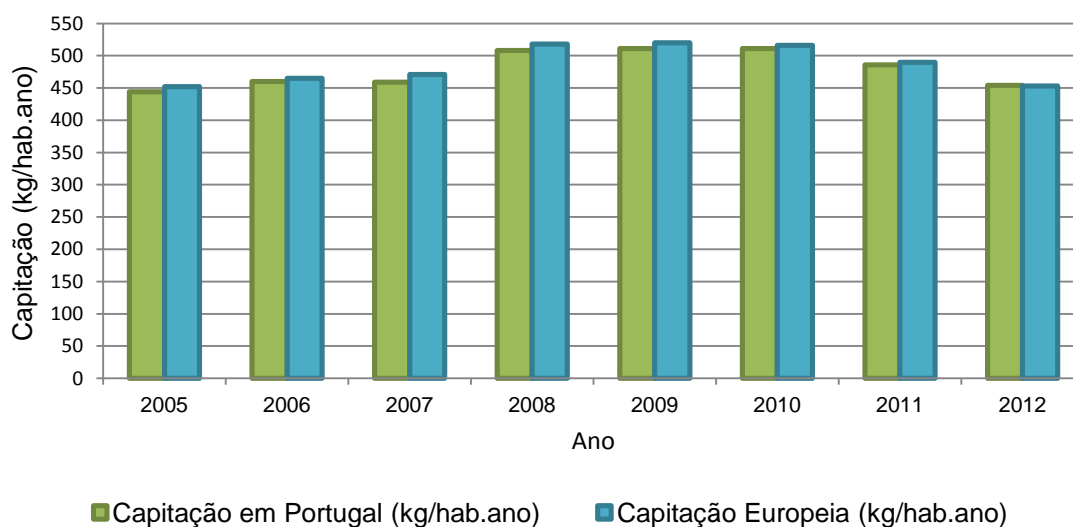


Figura 3 - Capitação de Resíduos Urbanos em Portugal Continental e na Europa (adaptado de MAOTE, 2014 e EUROSTAT, 2015)

As medidas fundamentais do PERSU 2020 dizem respeito à redução da deposição de resíduos urbanos em aterro, com o desvio de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) para valorização orgânica e, co aumento da preparação de resíduos para a reutilização e reciclagem. Todavia, e conforme se pode observar pela figura 4, em Portugal a percentagem de RU com destino final em aterro sanitário decresceu, sendo que em 2012 ainda rondava os 53%.

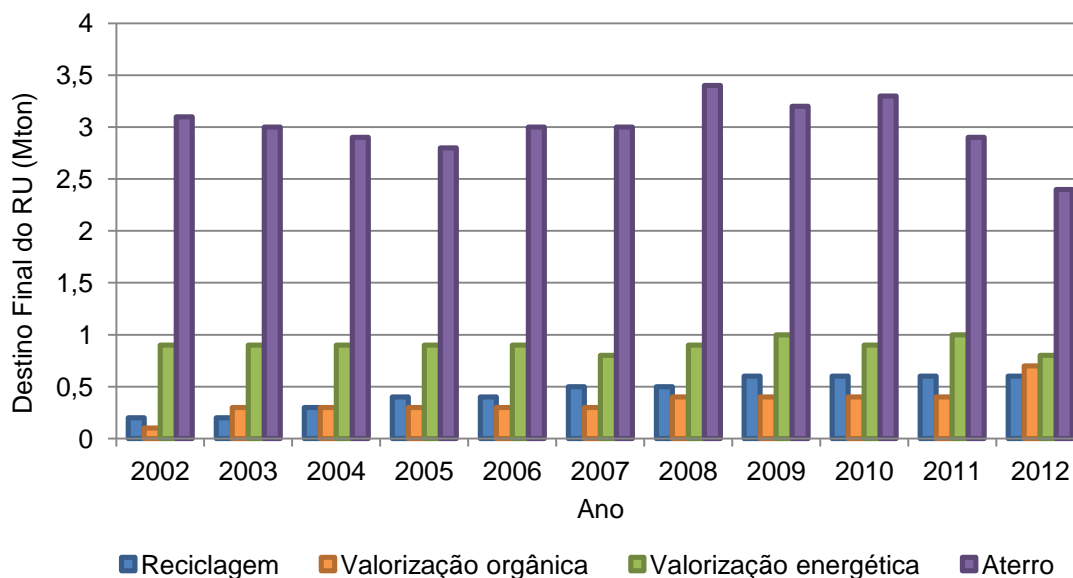


Figura 4 - Destino final dos RU em Portugal continental (adaptado de MAOTE ,2014)

No cumprimento desta meta, vão ser consideradas, as seguintes medidas:

- Desvio de recicláveis de aterro;
- Desvio de Resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) de aterro;
- Eliminação progressiva da deposição direta de RU em aterro;
- Desvio de aterro dos refugos e rejeitados do tratamento de RU.

## 2.1 Taxa de gestão de resíduos

A Taxa de Gestão de Resíduos (TGR) é um instrumento económico que tem como objetivo regular a gestão de resíduos em Portugal.

A TGR pretende contribuir para melhorar o comportamento de operadores económicos e consumidores finais, no sentido da redução da produção de resíduos e sua gestão mais eficiente que passe pela internalização, por produtores de resíduos e consumidores, dos custos ambientais que lhes estão associados e permita estimular o cumprimento dos objetivos nacionais em matéria de gestão de resíduos (APA, 2015).

Esta taxa, foi implementada em 2007, pelo Regime Geral da Gestão de Resíduos, publicado no DL. n.º 178/2006, de 5 de setembro - Artigo 58.º, com o valor estabelecido de 2 euros por tonelada de resíduos urbanos depositados em aterro. Embora o referido diploma legal tenha sofrido algumas alterações, nomeadamente, pela Lei n.º 64-A/2008, de 31 de dezembro e o DL. n.º 73/2011, de 17 de junho, o preço por tonelada de RU em aterro não foi alterado.

O PERSU 2020 previu como medida para a redução da deposição de resíduos em aterro, o agravamento da taxa de deposição, por via da taxa de gestão de resíduos.

Este agravamento, que se iniciou com a entrada em vigor da Lei n.º 82-D/2014, de 31 de dezembro, sofrerá acréscimos ao longo dos anos até 2020. O valor da nova TGR está representado no quadro seguinte.

Quadro 1 - Valores da Taxa gestão de resíduos (Lei n.º 82-D/2014, de 31 de dezembro)

Ano	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Valor da TGR (€/ton Resíduos)	5,5	6,6	7,7	8,8	9,9	10

O agravamento em 2015 foi superior ao dobro dos valores praticados até então, sendo que, em 2020 o valor da TGR será correspondente a cinco vezes o valor original (2 euros).

No entanto, esta última alteração legislativa dispõe que o valor da TGR passa para 70%, caso os resíduos sejam submetidos à operação incineração em terra ou para 25% caso os resíduos sejam submetidos à operação de valorização energética, o que irá obrigar os operadores à adoção de novas estratégias antes de enviar os resíduos para um aterro sanitário como destino final de RUs.

## 2.2 Águas lixiviantes em Portugal

Na exploração de um aterro sanitário, existe sempre lugar à produção de águas lixiviantes, cuja acumulação obriga ao seu processamento e tratamento de forma a proceder-se uma gestão correta do respetivo aterro.

Ao nível do controlo e tratamento das águas lixiviantes produzidas em aterro sanitário, estes podem ter várias possibilidades, a saber;

- Serem descarregadas no meio recetor desde que sujeitas a tratamento biológico, físico-químico ou por osmose inversa (ETAL), para cumprimento dos valores limites de emissão estabelecidos no DL. n.º 236/98 de 1 de Agosto;
- Serem recirculadas sobre valas/cortinas de drenagem (verticais ou horizontais) inseridas de forma estratégica na massa de resíduos das células do aterro sanitário:

- Serem encaminhadas para uma ETAR municipal após pré-tratamento na ETAL do aterro sanitário, desde que estejam em conformidade com os valores limites do respetivo Regulamento Municipal.

Em todas as soluções associadas ao processamento e tratamento das águas lixivantes, as características destas libertam, em regra, odores incomodativos cuja propagação pode tornar-se um problema na zona envolvente

## **2.3 Enquadramento legislativo**

Relativamente ao aterro sanitário e à sua exploração é relevante referenciar o seguinte enquadramento legislativo:

### **Relativa a aterros sanitários;**

- O Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de Junho, alterado pelos Decreto-Lei n.º 67/2014 de 7 de Maio e pelo Decreto-Lei n.º 165/2014 de 5 de Novembro, que transpõe a Diretiva n.º 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 19 de novembro de 2008, relativa aos resíduos (Diretiva Quadro Resíduos), onde está apresentado o regime geral de prevenção, produção e gestão de resíduos bem como a definição de conceitos relevantes para o presente dissertação como é o caso da definição de "resíduos" e "aterro".
- O Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de Agosto, que revoga o Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 de Maio, o qual procedeu à transposição para a ordem jurídica nacional da Diretiva n.º 1999/31/CE, do Conselho de 26 de Abril, relativo à deposição de resíduos em aterro.
- O Decreto-Lei n.º 173/2008, de 26 de Agosto, que revogou o Decreto-Lei n.º 194/2000 de 21 de Agosto que transpõe para a ordem jurídica interna a Diretiva n.º 96/61/CE do Conselho, de 24 de Setembro, relativa à Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (PCIP), obrigando ao Licenciamento Ambiental de todas as instalações nas quais sejam desenvolvidas uma ou mais atividades constantes do seu Anexo I.

### **Relativa a descarga de águas residuais;**

- O Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto, que estabelece os valores limite de descarga das águas residuais no meio recetor.

## Capítulo 3 - Revisão da literatura

### 3.1 Aterro sanitário

O aterro sanitário (Figura 5) é "uma obra de engenharia multidisciplinar que tem de ser concebida, projetada e ponderada sobre todos os fatores que condicionam o seu dimensionamento, procurando garantindo o equilíbrio dos compromissos de índole técnica, estrutural, ambiental, económico, funcional, sanitário e social" (Levy e Cabeças, 2006).

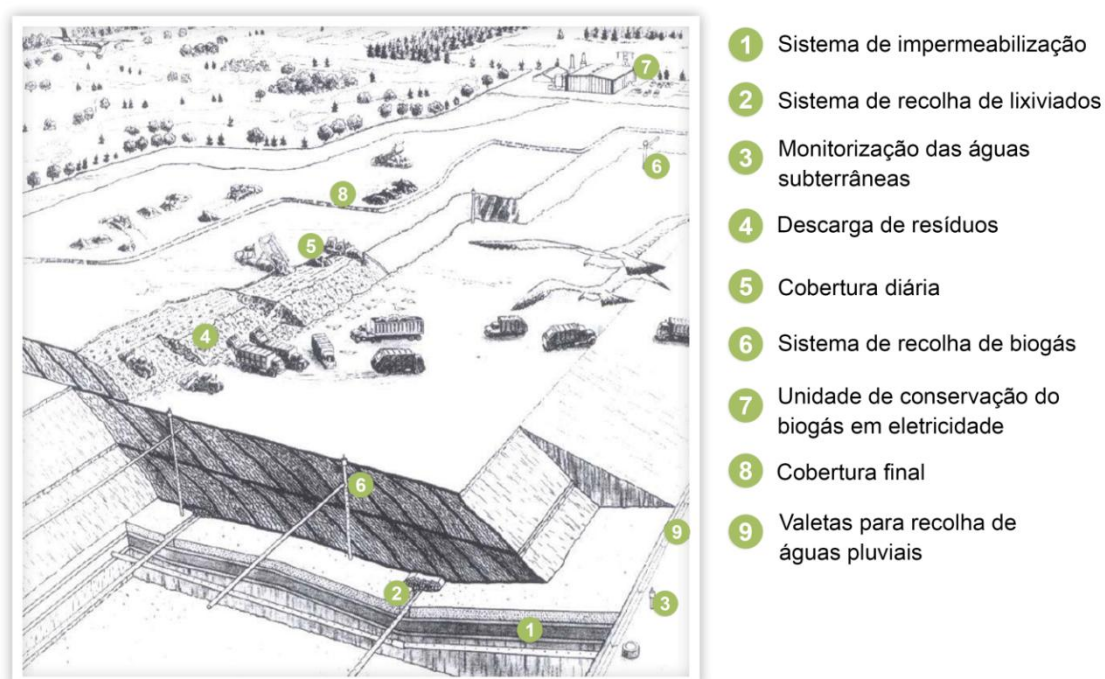


Figura 5 - Esquema de um aterro sanitário (Rathje, 1991)

Esta tecnologia constituiu uma componente essencial no Sistema Integrado de Gestão de Resíduos Urbanos, sendo um método de "tratamento", de "eliminação", de "destino final" ou de "confinamento". No aterro sanitário processa-se a decomposição dos resíduos através das reações físico-químicas internas, promovendo-se a sua degradação natural por via biológica até atingir a mineralização da matéria biodegradável e estabilização no local de confinamento. Desta forma permite-se;

- A incorporação definitiva da massa de resíduos compactados e estabilizada na modelação espacial imprimida ao terreno que lhe serve de fundação;
- Um enquadramento ajustado à sua integração paisagística;
- O uso seguro desse local após o seu encerramento.

Nesta conformidade pode-se afirmar que esta solução incorpora e garante as condições e os critérios de tratamento, eliminação e confinamento/deposição final.

Saliente-se que o horizonte de projeto de um aterro sanitário considera-se, em regra, que é técnico-economicamente viável num período que se situe entre os 12 e 15 anos (Levy e Cabeças, 2006).

Em termos de sistemas de proteção ambiental a garantir as principais componentes e efluentes a ter em consideração na gestão de um aterro sanitário são:

- Resíduos urbanos;
- Biogás;
- Águas lixiviantes;
- Águas pluviais.

## **3.2 Sistemas de proteção ambiental**

### **3.2.1 Sistema de impermeabilização**

Todos os aterros sanitários devem possuir um sistema de impermeabilização, ao longo da zona basal e taludes, cobrindo toda a geometria do terreno destina a área de deposição de resíduos de modo a que se consiga confinar internamente os resíduos depositados, os efluentes líquidos (águas lixiviantes) e os efluentes gasosos (biogás).

Este sistema de impermeabilização é constituído por duas barreiras (Figura 6), que se sobrepõem de modo a garantir a estanquidade e segurança global do corpo do aterro relativamente ao contato com o exterior:

- Barreira ativa;
- Barreira passiva.

A Barreira passiva é composta por uma barreira natural ou, artificialmente colocada, no cumprimento das exigências do Decreto-Lei nº183/2009 de 10 de Agosto garantindo respetivamente:

- Um valor máximo do coeficiente de permeabilidade de  $k < 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$  num substrato com uma espessura de  $>1\text{m}$  (barreira geológica de fundo) se for conseguido por solo *in situ*;
- Caso não seja possível aquelas condições deverão ser conseguidas através do revestimento artificial com o qual se obtenha proteção equivalente, com uma espessura não inferior a 0,5 m.

A Barreira ativa é uma barreira artificial colocada em todo o solo de fundação dos taludes, constituída por geocompósitos e geossintéticos convenientemente dimensionados,



proporcionando uma correta resistência às solicitações mecânicas mais desfavoráveis ao punçoamento, rasgamento e tração.

Esta barreira é composta por:

- **Geocompósito bentonítico** - constituído por uma camada de bentonite protegida em ambas as faces por geotêxtil com uma massa por unidade de área mínima de 5500 g m<sup>2</sup> (segundo a norma DIN 53854) e uma permeabilidade de  $k < 5 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$  (segundo a norma DIN18130).

Esta camada só é obrigatória caso a camada geológica artificial construída para a barreira passiva não garantir uma proteção equivalente a exigida;

- **Geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD)** - com 2,0mm de espessura mínima (segundo a norma ASTM D 1593 ou D 3767);
- **Geotêxtil não tecido** - colocado sobre a geomembrana com a função de proteção mecânica desta ao punçoamento e ao rasgamento. Este geotêxtil tem de prolongar-se ao longo do talude de forma a assegurar uma sobreposição mínima de 0,5 m;
- **Camada drenante** - colocada sobre o sistema de impermeabilização com uma espessura mínima de 0,5 m e um  $K = 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ ; colocada sobre o geotêxtil não tecido ao longo de toda a zona basal do aterro, pode ser constituída por uma camada mineral permeável com 0,20 m de material mineral natural de granulometria fina a média e 0,30 m de material mineral natural britado ou rolado (20-50mm) com um  $k < 5 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ .

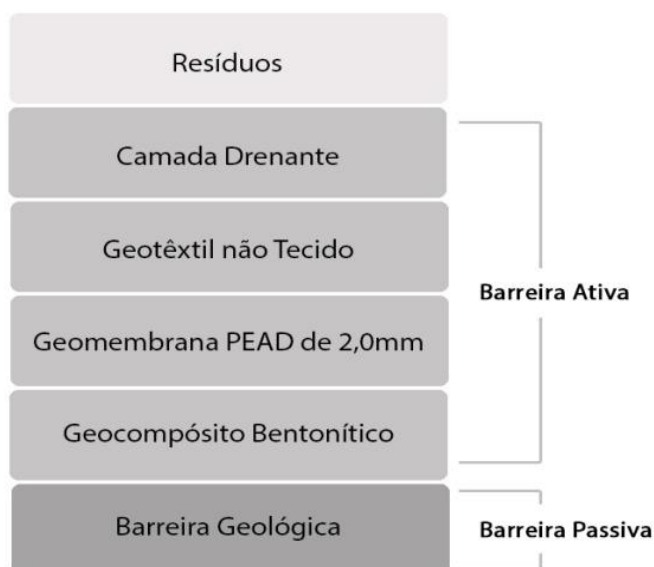


Figura 6 - Camadas do sistema de impermeabilização de um aterro sanitário

### **3.2.2 Sistema de drenagem de fundo**

Deve ser realizada a instalação de um sistema de drenagem de fundo, através de valas principais e secundárias incorporadas na camada drenante, possuindo coletores (perfurados a meia-cana e/ou de secção cheia) que permitem, de forma estratégica, captar e drenar todas as escorrências líquidas para um poço de captação e derivação interno ou externo.

Durante a fase de concepção e de início de exploração, este sistema deve ser separativo de modo a captar as águas pluviais desviando-as para o exterior, evitando o seu encaminhamento para tratamento.

### **3.2.3 Sistema periférico de valetas**

A existência de um sistema periférico de valetas, permite o desvio das águas pluviais para o exterior da área de intervenção e das frentes de trabalho, sendo a sua captação conseguida em sistema adequado.

### **3.2.4 Sistema de valas sub-superficiais**

O aterro deve possuir um conjunto de valas, localizadas por baixo do sistema de impermeabilização, de modo a detetar fugas e possíveis contaminações do solo e/ou das águas subterrâneas, funcionando como "valas alerta".

### **3.2.5 Sistema de captação e regularização**

Este sistema é constituído por lagoas e/ou órgãos de regularização que permitem a acumulação e gestão do caudal de efluentes captados pelo sistema de drenagem de fundo, antes de estes entrarem no sistema de tratamento de águas lixiviantes.

### **3.2.6 Sistema de tratamento de águas lixiviantes (ETAL)**

O sistema deve possuir uma estação de tratamento para os efluentes residuais líquidos captados, onde é realizado o tratamento biológico, físico-químico e/ou de osmose inversa, para que estes possam ser descarregados no meio recetor natural, em cumprimento dos valores limite, estabelecidos na legislação em vigor.

### **3.2.7 Sistema de Drenagem de Biogás**

A existência de um sistema de drenagem do biogás, com uma tubagem de HDPE ranhurada a 360°, que permita uma extração contínua destes efluentes residuais gasosos.

### 3.2.8 Estação de Queima de biogás

A jusante do sistema de drenagem referido anteriormente, torna-se necessário a instalação de uma estação de queima de biogás, assegurando a queima em contínuo do biogás captado, incluindo a sua monitorização, controlo e possível viabilização do seu aproveitamento energético.

## 3.3 Monitorização

A monitorização do aterro sanitário é um ponto-chave para uma boa exploração.

No licenciamento ambiental de um aterro deve existir um plano de monitorização, que deve respeitar as seguintes vertentes:

- Monitorização das águas lixiviantes;
- Monitorização das águas subterrâneas;
- Monitorização das águas superficiais (caso exista uma linha de água próxima);
- Monitorização do Biogás;
- Monitorização da massa de RSU (topografia).

Através desta monitorização é possível criar uma base de dados que englobe todo o desempenho de um aterro, permitindo deste modo, identificar problemas e introduzir as alterações necessárias à sua otimização, bem como, verificar o cumprimento das metas ambientais e requisitos legais, existentes na legislação em vigor.

## 3.4 Águas lixiviantes

Define-se como *"lixiviado o efluente aquoso gerado em consequência da percolação de águas pluviais pelos resíduos do aterro, dos processos bioquímicos nas células dos resíduos e da água presente na sua constituição"*. (Renou et al., 2008).

O lixiviado apresenta normalmente de cor escura, possui um forte odor e incorpora em si uma elevada carga orgânica (variável ao longo do tempo).

No quadro seguinte pode-se observar a composição típica das águas lixiviantes provenientes de aterros sanitários.

Quadro 2 - Composição típica das águas lixiviantes (Levy e Cabeças, 2006)

Parâmetro	Unidades	Valores	
		Valores extremos	Valores típicos
CBO <sub>5</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	500 a 5000	2000
COT	mg.L <sup>-1</sup>	1300 a 20000	6000
CQO	mg.L <sup>-1</sup>	2000 a 45000	10000
Sólidos suspensos totais (SST)	mg.L <sup>-1</sup>	200 a 1000	500
Azoto orgânico	mg.L <sup>-1</sup>	10 a 600	200
Azoto amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	300 a 3000	1500
Nitratos	mg.L <sup>-1</sup>	5 a 40	25
Fosforo total	mg.L <sup>-1</sup>	1 a 70	30
Ortofosfatos	mg.L <sup>-1</sup>	1 a 50	20
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	1000 a 10000	3000
pH	E. Sorensen	5,3 a 8,5	6
Dureza total em CaCO <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	300 a 10000	3500
Cálcio	mg.L <sup>-1</sup>	200 a 3000	1000
Magnésio	mg.L <sup>-1</sup>	50 a 1500	250
Potássio	mg.L <sup>-1</sup>	200 a 2000	300
Sódio	mg.L <sup>-1</sup>	200 a 2000	500
Cloretos	mg.L <sup>-1</sup>	100 a 3000	500
Sulfatos	mg.L <sup>-1</sup>	100 a 1500	300
Ferro total	mg.L <sup>-1</sup>	50 a 600	60

Segundo El-Fadel *et al.* (2002), a qualidade do lixiviado depende de diversos fatores. Na sua formação, deve ter-se em consideração os seguintes fatores:

- **Climatéricos e Hidrogeológicos** - Chuva e Intrusão de águas superficiais no solo;
- **Operação e Gestão do aterro** - Pré-tratamento dos resíduos, compactação, vegetação, cobertura, taludes, irrigação, recirculação de lixiviado e deposição dos resíduos líquidos;
- **Características dos resíduos** - Permeabilidade, idade (Quadro 3), tamanho das partículas, densidade, humidade inicial e a sua composição;
- **Processos internos do aterro**- Assentamento, decomposição da matéria orgânica, geração de gás e calor e os sistemas de transporte.

Por outro lado, na composição do lixiviado devem ser consideradas as seguintes variantes:

- **Operação e Gestão do aterro** - Pré-tratamento dos resíduos, irrigação, recirculação de lixiviado e deposição de resíduos líquidos;
- **Características dos resíduos** - Composição e idade;
- **Processos internos** - Hidrólise, absorção, biodegradação, especiação, dissolução, diluição, troca iônica, reações redox, tempo de contacto, partição, precipitação, geração de gás e calor e os sistemas de transporte.

Quadro 3 - Variação dos parâmetros do lixiviado com a idade do aterro (Farquhar, GJ. 1989)

Parâmetro	Unidade	Idade do Aterro sanitário (Anos)			
		0-5	5-10	10-20	>20
CBO <sub>5</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	<50
CQO	mg.L <sup>-1</sup>	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	<1000
Azoto Kjeldahl	mg.L <sup>-1</sup>	1.000-3.000	400-600	75-300	<50
Azoto Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	500-1.500	300-500	50-200	<30
SST	mg.L <sup>-1</sup>	10.000-25.000	5.000-1.000	2.000-5.000	<1000
pH	E. Sorensen	3-6	6-7	7-7,5	7,5
Cloretos	mg.L <sup>-1</sup>	1.000-3.000	500-2.000	100-500	<100
Sulfatos	mg.L <sup>-1</sup>	500-2.000	200-1.000	50-200	<50
Fosfatos	mg.L <sup>-1</sup>	100-300	10-100		<10

### 3.5 Tecnologias de tratamento de águas

Existem várias tecnologias para o tratamento do lixiviado produzido em aterro sanitário, tendo estas como principal objetivo, para além da preservação do meio ambiente, o cumprimento da legislação em vigor.

Em seguida, são referidos os tipos de tratamento mais representativos.

#### 3.5.1 Tratamentos físico químicos

Este tipo de tratamento envolve o recurso a reações químicas, de modo a remover os contaminantes das águas lixivantes. Este tipo de processos são de elevada eficiência, apresentando como principal desvantagem um elevado custo, devido à utilização de reagentes químicos.

##### 3.5.1.1 Coagulação/Floculação

O processo de coagulação/floculação consiste na adição de um coagulante que destabiliza as partículas e de um floculante que permite a formação de flóculos com essas partículas que

sedimentam com facilidade. Este tipo de tratamento precisa de uma câmara de mistura rápida, onde são adicionados o coagulante e o floculante.

A finalidade desta câmara é criar condições para que em poucos segundos, o coagulante seja uniformemente distribuído por toda a massa de água de modo a otimizar o processo de coagulação.

De seguida existe um floculador onde se irão agregar os flocos por adsorção que irão sedimentar na etapa seguinte ao floculador num tanque de sedimentação.

À entrada de uma ETAR este processo consegue ter eficiências de remoção na ordem dos 40% para o CBO<sub>5</sub>, CQO, SS e alguns metais pesados.

Numa ETAL este processo baixa o pH dos lixiviados por isso é normalmente adicionado um corretor de pH juntamente com o coagulante e com o floculante.

A grande desvantagem deste processo de tratamento é a elevada produção de lamas e o baixo rendimento na eliminação de compostos amoniacais.

#### **3.5.1.2 Precipitação Química**

Este processo de tratamento consiste na adição de produtos químicos de modo a formar sólidos que precipitem. Em lixiviados é possível remover parte dos metais pesados como sulfuretos se o processo for anaeróbio e como hidróxidos se for aeróbio.

Se a concentração dos metais ainda for muito alta é aconselhável a precipitação química com cal ou com outros oxidantes químicos, como sejam o cloro ou o permanganato de potássio.

#### **3.5.1.3 Stripping**

O stripping é um processo físico-químico utilizado para a separação do amoníaco de águas lixivantes. O processo consiste na introdução das águas lixivantes no topo de uma coluna de stripping onde é injetado ar por baixo da coluna em contracorrente de modo a "lavar" os gases dissolvidos na água (figura 7).

Este processo funciona com rendimentos na ordem dos 90%. Uma grande vantagem deste processo é que se pode ajustar facilmente às mudanças nas características dos lixiviados. O maior inconveniente é a necessidade de subir o pH para valores próximos de 11-12.

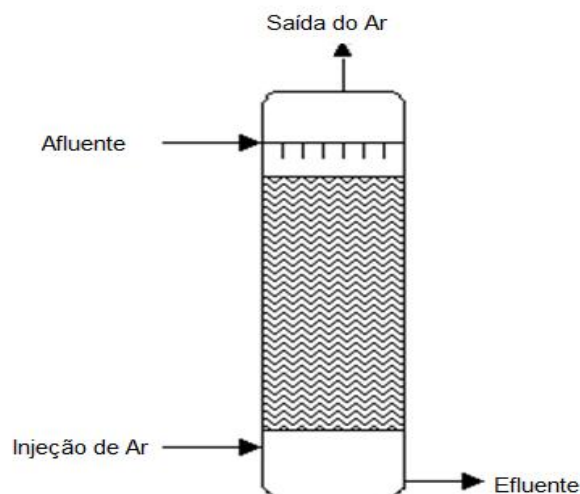


Figura 7 - Processo de Stripping

#### 3.5.1.4 Permuta iônica

A permuta iônica, tal como o nome indica é um processo que tem por objetivo a substituição de iões, através da passagem das águas lixiviantes por um meio de enchimento (resina), de uma unidade de permuta iônica. Este processo encontra-se dependente do tipo de matéria orgânica presente nos lixiviados e do tipo de resina utilizado. Alguns maus resultados observam-se em lixiviados vindos de aterros recentes, em consequência da presença de compostos orgânicos de baixo peso molecular. Em regra, os iões mais difíceis de remover são os menos reativos ou seja K, Na, Ca e Mg, ainda que, a sua percentagem de remoção possa atingir os 95%.

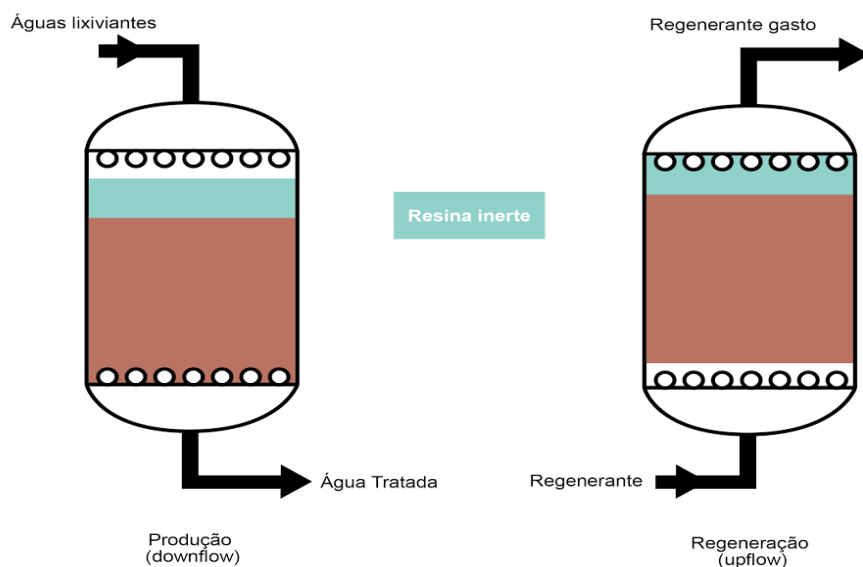


Figura 8 - Funcionamento de uma unidade de permuta iônica

### 3.5.1.5 Microfiltração

A microfiltração é um processo de filtração de baixa pressão, entre 7 e 100 kPa, utilizado para remover bactérias e sólidos em suspensão. Possui uma gama de poros entre os 0,05 e os 10  $\mu\text{m}$  (macroporos).

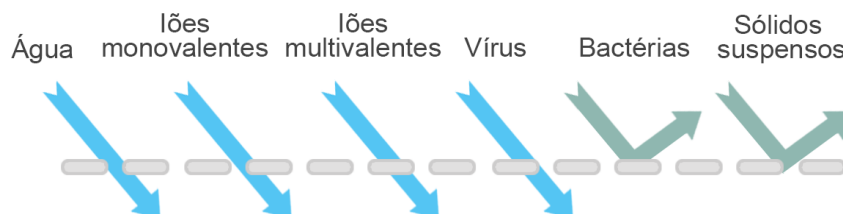


Figura 9 - Capacidade de filtração da microfiltração

### 3.5.1.6 Ultrafiltração

A ultrafiltração é um processo de filtração de baixa pressão, entre 70 e os 700 kPa, com o objetivo de remover vírus, bactérias e sólidos suspensos. Possui poros que vão desde os 0,1 a 0,001  $\mu\text{m}$  (Mesoporos).

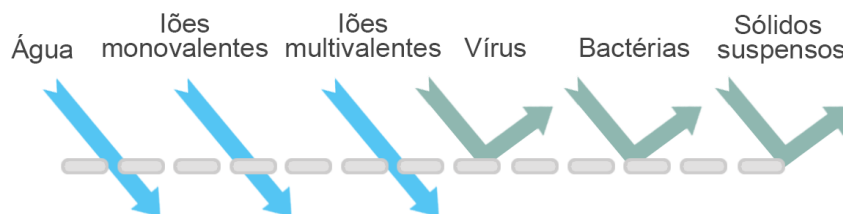


Figura 10- Capacidade de filtração da ultrafiltração

### 3.5.1.7 Nanofiltração

A nanofiltração é um processo de filtração que utiliza uma membrana semipermeável sobre pressão (menor do que a osmose inversa), sendo que os seus poros conseguem rejeitar partículas de 0,001  $\mu\text{m}$ .

Este tipo de filtração não consegue filtrar tanto como a osmose inversa mas também requer menos energia para executar o processo, tornando-se assim menos dispendiosa.

As membranas usam a tecnologia de "cross flow" de modo a impedir a colmatação do filtro.



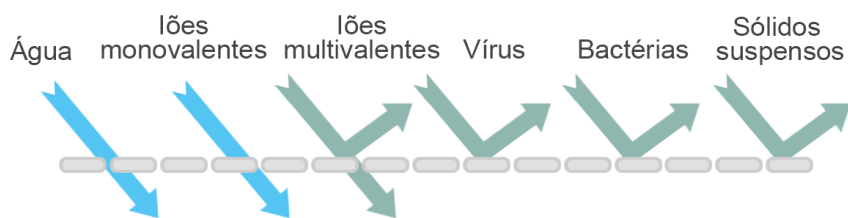


Figura 11 - Capacidade de filtração da nanofiltração

### 3.5.1.8 Osmose inversa

O processo de osmose inversa consiste na passagem de uma solução líquida por uma membrana semipermeável a altas pressões.

Sendo esta pressão superior à pressão osmótica, esta inverte o processo de osmose, fazendo com que o solvente de uma solução mais concentrada passe para uma menos concentrada.

A membrana permite assim a passagem de um solvente quase puro, ao qual se chama permeado, e retém uma solução mais concentrada, denominada de concentrado. Este processo pode ser observado na figura seguinte.

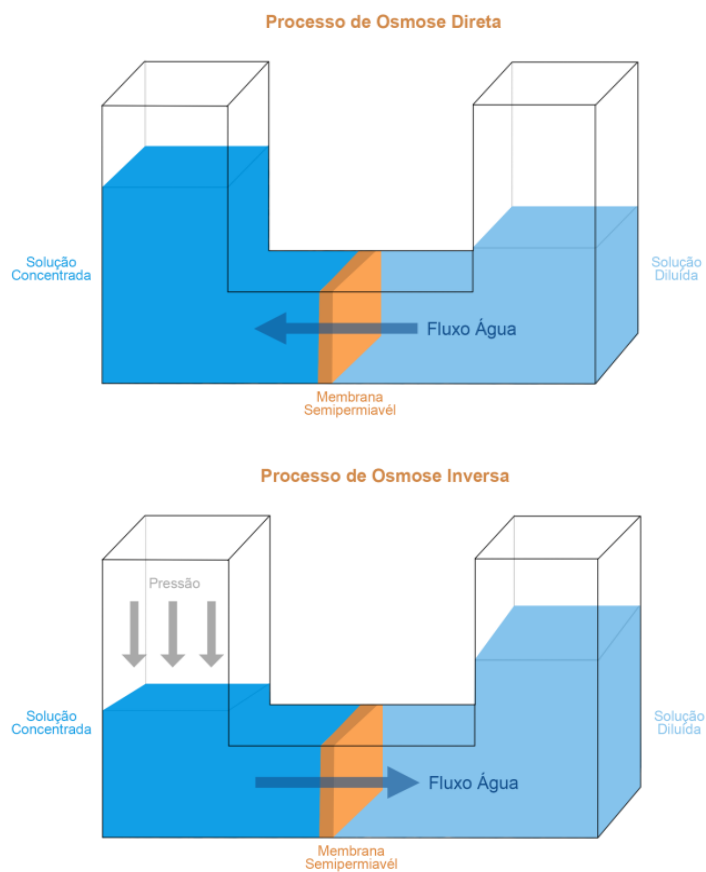


Figura 12 - Processos de osmose direta e osmose inversa

Grande parte das tecnologias de osmose inversa utilizam um processo de "cross flow" que permite que a membrana esteja continuamente a ser limpa. Este processo consiste na recirculação de concentrado a grande velocidade, tangencialmente á superfície da membrana, de modo a limpar os contaminantes existentes na sua superfície diminuindo o risco de colmatção.

As membranas semipermeáveis utilizadas no processo de osmose inversa podem ser de diferentes materiais e tipos modelares.

Os materiais mais utilizados na construção de membranas são o acetato de celulose, composto de película fina e polyamide, podendo estas tomar a forma de quatro tipos modelares: planas simétrica, espirais, tubos largos e fibra fina oca.

No tratamento de águas lixivantes por osmose inversa são mais utilizadas as membranas do tipo planas simétricas e as espirais, devido a autolimpeza e resistência a deformação no caso das planas simétricas e devido a boas qualidades hidráulicas e maior densidade, permitindo menores custos de investimento, no caso das espirais.

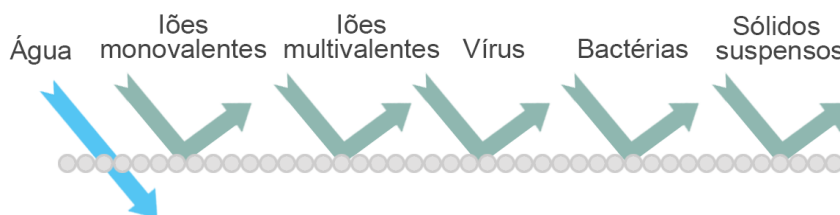


Figura 13 - Capacidade de filtração da osmose inversa

A vida útil das membranas depende essencialmente da composição do lixiviado e da operação e manutenção da unidade. Sendo que o custo da sua substituição é um dos fatores com maior peso no custo de exploração e manutenção de uma unidade de osmose inversa.

De modo a prolongar a longevidade das membranas, aumentar a eficiência do sistema e diminuir os custos de operação da unidade deve ser instalado um pré-tratamento antes da unidade de osmose inversa.

Este pré-tratamento pode ser feito através de uma filtração grosseira (Ex: microfiltração) de modo a remover os contaminantes de maior dimensão, aliviando a carga presente no afluente a osmose inversa.

Quadro 4 - Resumo dos processos de filtração (Metcalf & Eddy, 2003).

Processo de separação	Tamanho padrão dos poros ( $\mu\text{m}$ )	Gama de operação ( $\mu\text{m}$ )	Pressão da operação (kPa)	Consumo típico de energia (kWh por $\text{m}^3$ )
Microfiltração	0,05 a 10	0,08-2	7-100	0,4
Ultrafiltração	0,001 a 0,1	0,005-0,2	70-700	3
Nanofiltração	< 0,002	0,001-0,01	500-1000	5,3
Osmose inversa	< 0,002	0,0001-0,001	850-7000	10,2-18,2

### 3.5.2 Tratamentos biológicos

Os processos de purificação biológicos são classificados de anaeróbio e aeróbio consoante a necessidade do processo de utilizar oxigénio ( $\text{O}_2$ ). Nos processos aeróbios os poluentes orgânicos são maioritariamente transformados em dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e nas chamadas “lamas”, utilizando o oxigénio atmosférico transferido para as águas lixiviantes. Quando o processo é anaeróbio, a matéria orgânica é convertida em biogás e a parte restante, em lamas.

#### 3.5.2.1 Lagoas de regularização

Estas lagoas tem por função a homogeneização e regularização do caudal do lixiviado afluente à estação de tratamento. A sua importância advém do facto de, em regra, serem a primeira etapa de muitos sistemas de tratamento.

#### 3.5.2.2 Lagoas arejadas

Este tipo de tratamento consiste na lagunagem das águas lixiviantes com a adição de oxigénio. Neste processo, a retenção hidráulica tem de ser suficientemente longa para permitir o desenvolvimento de um elevado número de bactérias, conseguindo-se deste modo, compensar aquelas que se perdem no efluente.

O processo de degradação das substâncias orgânicas faz-se de forma aeróbia, sendo por isso mais rápido relativamente aos processos anaeróbios.

A grande vantagem deste tipo de lagunagem reside no facto de o efluente poder ter uma elevada concentração em sólidos suspensos, pois o arejamento promove a mistura e diminui a sedimentação, para além da simplicidade na sua manutenção e funcionamento. No entanto, tem como desvantagem o elevado consumo energético para conseguir efetuar o arejamento da lagoa.

### **3.5.2.3 Lamas ativadas**

A grande diferença entre este processo e o referido anteriormente (lagoas arejadas) é a recirculação das lamas, o que permite tempos de retenção inferiores (6 a 15h).

Neste tipo de lagoas o nível bacteriano é 3 a 5 vezes mais elevado devido à recirculação do efluente.

A eficiência de remoção, em termos da  $CBO_5$ , é semelhante às lagoas arejadas e, quanto à remoção do CQO, esta varia entre 35 e 95%, dependendo dos valores iniciais.

A nitrificação da amónia é um aspeto importante a considerar neste tratamento. A eliminação do azoto torna-se cada vez mais importante à medida que o aterro envelhece, devido ao seu aumento de concentração. Uma medida utilizada neste método para a redução do azoto é a introdução de um tanque de anoxia ou desnitrificação a anteceder o tanque de arejamento.

As lamas ativadas exigem uma exploração e manutenção mais cuidadas relativamente às lagoas arejadas.

## **3.5.3 Outros processos de tratamento**

### **3.5.3.1 Encaminhamento para a ETAR municipal**

Uma outra possibilidade de tratamento consiste na possibilidade de se poder encaminhar os lixiviados para a ETAR municipal mais próxima, desde que se processe o seu pré-tratamento de modo a garantir que as características do lixiviado estão em conformidade com os valores limites impostos no regulamentos municipal de onde se encontra inserida a ETAR em causa.

Como o lixiviado possui características mais concentradas que a água residual doméstica, este deve ser diluído de forma a não prejudicar o desempenho da ETAR municipal.

Segundo Diamadopoulos et al (1997), a utilização deste método de combinação de lixiviado nas águas residuais, numa proporção de 1/9, respetivamente, numa ETAR com um Sequence Batch Reactor (SBR) conseguem-se eficiências de remoção, aproximadamente de 95% de  $CBO_5$  e 50% de nitratos/Azoto amoniacal.

### **3.5.3.2 Recirculação**

Esta técnica é bastante utilizada devido à possibilidade da sua fácil aplicação na própria massa de resíduos do aterro e ao seu baixo custo de operação/exploração.

Esta técnica consiste em bombear o lixiviado para o topo das células do aterro sanitário injetando o líquido em valas horizontais ou verticais preenchidas com material britado e realizadas na massa dos resíduos depositada (Figura 14).

Esta recirculação diminui o tempo necessário para a estabilização da massa de resíduos de décadas para 2 a 3 anos (Reinhart,D.R 1996).

Contudo, quando o volume de lixiviado atinge uma saturação de 30% do volume da camada inicial de resíduos, observa-se uma queda na produção de metano e diminuição do CQO, prejudicando assim a produção regular de biogás no aterro sanitário (Chugh, S. 1998).

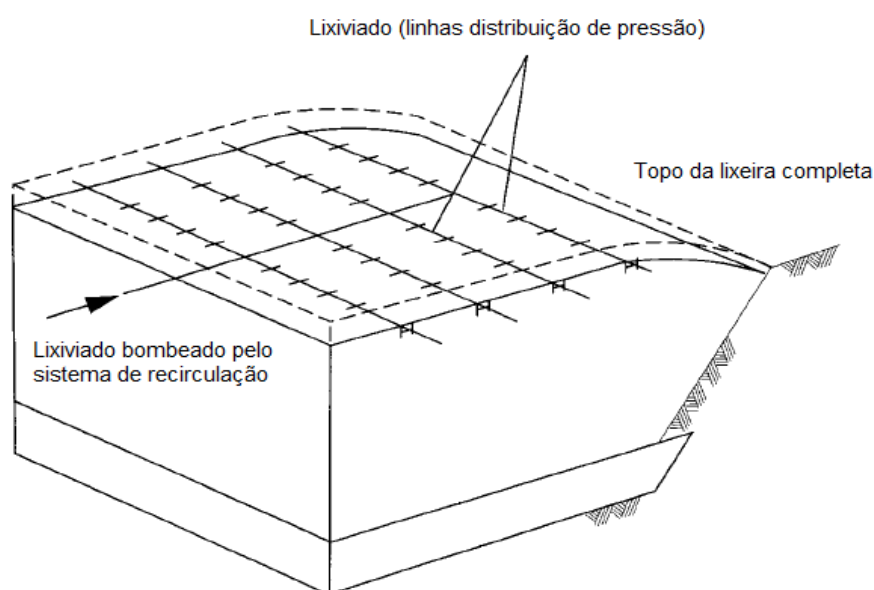


Figura 14 - Esquema de um sistema de recirculação de lixiviado (adaptado de Tchobanoglous e Kreith, 1993)

### 3.6 Biogás

O biogás é um dos componentes mais importantes na exploração de um aterro sanitário.

Tal como referido anteriormente, este é formado durante a degradação dos resíduos, permitindo o seu aproveitamento com a sua valorização energética, diminuindo a emissão de Gases com Efeito de Estufa (GEE's).

O biogás é composto essencialmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), embora possua outros componentes vestigiais, conforme se refere no quadro seguinte.

Quadro 5 - Componentes do Biogás (Levy e Cabeças, 2006).

Compostos principais	Compostos vestigiais
Metano	Acetileno
Azoto	Clorobenzeno
Hidrogénio	1,1 Dicloroetano
Acido sulfídrico	1,2 Dicloroetileno
Dióxido carbono	Etano
Oxigénio	Etileno
Amoníaco	Tetracloroetileno
	Benzeno
	Clorofórmio
	1,2 Dicloroetano
	Estireno
	Etilbenzeno
	Mercaptano
	1,1, Tricloroetano
	Tricloroetano
	Xilenos

De modo a um bom aproveitamento energético, o biogás deve possuir um elevado teor de metano (quadro 6), caso contrário, o seu rendimento deixa de ser viável.

Quadro 6 - Composição típica do biogás (Tchobanoglous e Kreith, 1993)

Componente		Intervalo	Média
Metano	CH <sub>4</sub>	45-60%	48%
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	40-60%	40%
Azoto	N <sub>2</sub>	2-15%	10%
Hidrogénio	H <sub>2</sub>	0-1,2%	1%
Oxigénio	O <sub>2</sub>	0,1-1%	0,5%

### 3.6.1 Processos de degradação dos resíduos urbanos/Formação do biogás

Após a deposição dos resíduos em aterro, estes entram no processo de decomposição. Esta decomposição ocorre em cinco fases de degradação (Levy e Cabeças, 2006), como é possível observar na figura 15.

#### Fase I - Fase aeróbia

Uma parte da matéria orgânica é facilmente degradada e metabolizada devido à presença de oxigénio e a sua difusão na massa de resíduos, havendo formação de dióxido de carbono e

uma subida significativa de temperatura. A duração desta fase é bastante curta comparada com as fases seguintes.

### **FASE II - Fase de transição (hidrólise e fermentação)**

Após o período aeróbio, segue-se um período em que se começam a registar condições anaeróbias. Há um forte desenvolvimento de ácidos orgânicos e de dióxido de carbono (das bactérias fermentativas) na fase ácida.

A produção de azoto amoniacal também aumenta significativamente, devido a hidrólise e fermentação de proteínas, e pode haver produção de hidrogénio, uma vez que este também pode ser gerado pelas bactérias fermentativas. a concentração de azoto no ar diminui devido a produção de outros gases. Uma vez que ocorre uma grande produção de ácidos, o pH desce significativamente e, como consequência, há um aumento da concentração de ferro, cálcio e metais pesados.

A contração de sulfato, inicialmente elevada, começa a diminuir e há produção de sulfureto, que pode provocar a precipitação do ferro, manganês e metais pesados que são extraídos pelo meio ácido.

### **Fase III - Segunda fase de transição (acetogénese)**

Nesta fase tem início a produção de metano; à medida que a sua concentração aumenta, a concentração de hidrogénio diminui consideravelmente, e a concentração de dióxido de carbono inicialmente elevada volta a diminuir acompanhando a metabolização dos ácidos orgânicos. A concentração de sulfato diminui também à medida que este vai sendo reduzido.

O pH e a alcalinidade vão aumentando devido ao metabolismo ácido.

O aumento da concentração de sulfureto e o aumento de pH e alcalinidade provocam uma maior redução das concentrações de metais pesados, ferro e cálcio. A produção de azoto amoniacal continua a dar-se e o resultado são concentrações elevadas deste, uma vez que não é metabolizado no meio aeróbio.

### **Fase IV - Fase da produção de metano (metanogénese)**

Dependendo das condições do meio para as bactérias, a produção de metano estabilizará entre poucas semanas e poucos anos, tendo como resultado concentrações de metano relativamente estáveis entre 40-65%(volume).

Durante esta fase, os ácidos são metabolizados muito rapidamente, pelo que a sua concentração é baixa. Esta fase é normalmente longa, podendo durar entre 25 a 50 anos.

### Fase V - Estabilização/Inertização

Esta fase corresponde ao abaixamento da atividade bacteriana, situação que provoca uma diminuição da produção de metano para níveis tão baixos que o azoto atmosférico começa a aparecer no biogás. Podem aparecer zonas aeróbias nas partes mais altas do aterro e este estaria numa fase de estabilização.

A experiência mostra que a produção de metano em pequenas quantidades pode prolongar-se até 50 a 75 anos em países industrializados e climas frios mas não num período tão longo em países menos desenvolvidos, onde os resíduos contêm uma percentagem maior de materiais orgânicos mais facilmente degradáveis, que correspondem normalmente a temperaturas mais elevadas.

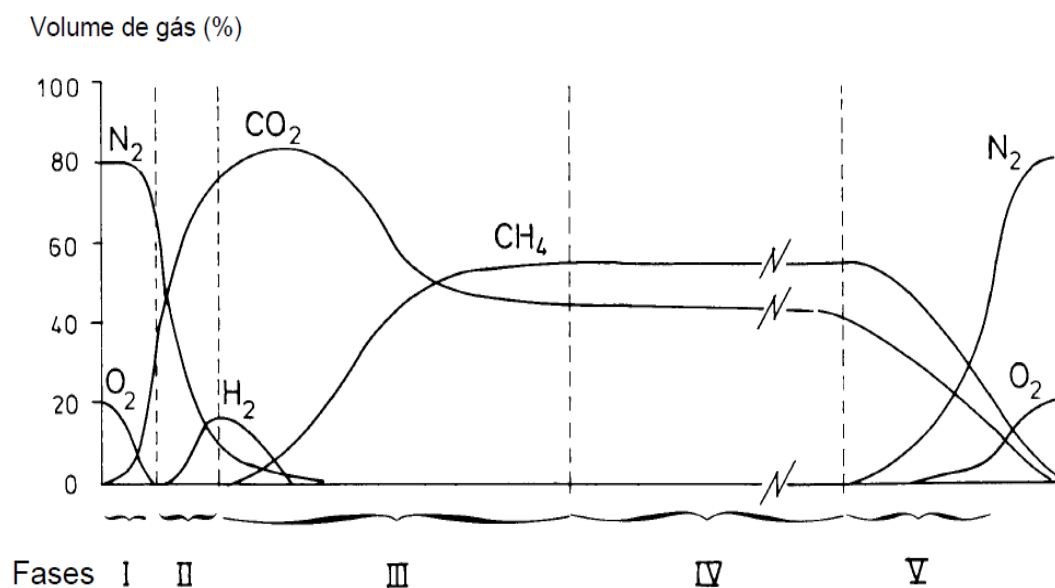


Figura 15 - Variação da composição do biogás (Cabeças, s.d.)

Segundo Pohland *et al.*(1986), estas fases influenciam as características das águas lixiviantes como se pode ver no seguinte quadro.



Quadro 7 - Variação das características das águas lixivantes nas diferentes fases de degradação dos resíduos (Pohland *et al.*, 1986)

Parâmetro	Unidade	FASE I e II	FASE III	FASE IV	FASE V
pH	E. Sorensen	6,7	4,7-7,7	6,3-8,8	7,1-8,8
CBO5	mg.l <sup>-1</sup>	100-10.900	1.000-57.700	600-3.400	4-120
CQO	mg.l <sup>-1</sup>	480-18.000	1.500-71.100	580-9760	30-900
COT	mg.l <sup>-1</sup>	100-3.000	500-27.700	300-2.230	70-260
Ácidos totais voláteis	mg.l <sup>-1</sup>	100-3.000	3.000-18800	250-4000	-
Azoto kjeldahl	mg.l <sup>-1</sup>	180-860	14-1970	25-82	7-490
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg.l <sup>-1</sup>	0,1-5,1	0,05-19	-	0,5-0,6
Amónia (NH <sub>3</sub> )	mg.l <sup>-1</sup>	120-125	2-1.030	6-430	6-430
Fosfatos (PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )	mg.l <sup>-1</sup>	0,6-1,7	0,2-120	0,7-14	0,2-14
ST	mg.l <sup>-1</sup>	2.450-2.050	4.120-55.300	2,090-6,410	1,460-4.640
Alcalinidade total	mg.l <sup>-1</sup>	200-2.500	140-9,650	760-5.050	200-3.520

### 3.7 Odores

É definido como odor a "*sensação resultante da receção de um estímulo pelo sistema olfativo. A percepção humana de odores está relacionada com as várias características destes compostos. A percepção sensorial dos odores está dependente, antes de mais, da sua detetabilidade, depois da intensidade, da qualidade do odor e da propriedade do odor ser agradável ou desagradável e ainda ao potencialidade do odor causar irritabilidade, podendo, de alguma forma, afetar a saúde humana. A frequência, a concentração, o tipo e o nível de deteção dos odores são as principais características cujos efeitos combinados poderão afetar a saúde humana*" (Eurofins, 2015).

A emissão de odores em lagoas deve-se à produção de compostos odoríferos, seguindo-se da sua emissão para a atmosfera e transporte para os recetores. Os pontos chave de uma boa gestão de controlo de odores em lagoas é a prevenção da sua produção, emissão e/ou transporte dos componentes odoríferos (Zhang *et al.*, 2013).

O odor é considerado ser o resultado da atividade microbiana sendo causado pela produção de componentes odoríferos voláteis, tais como, ácidos gordos voláteis, fenóis, amónia, aminas voláteis, sulfureto de hidrogénio (o principal) e componentes voláteis sulfurados, que são produtos intermédios e finais da degradação da matéria orgânica em processos anaeróbios (Cook *et al.*, 2010; Purdy *et al.*, 2010).

Em condições anaeróbias, os micróbios não têm oxigénio dissolvido disponível, o que faz com que os micróbios conhecidos como "bactérias redutoras de sulfato" predominem. Estes micróbios pegam no ião sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), naturalmente abundante na maioria das águas como fonte oxigénio, e utilizam-no para seu consumo, dando assim origem à produção do sulfato de

hidrogénio ( $H_2S$ ) que possui uma baixa solubilidade em águas residuais, bem como um odor forte e agressivo, semelhante a ovos podres (Zhang *et al.*, 2013).

A localização da lagoa é um fator importante no controlo de odores. Tal como referido anteriormente, o transporte dos componentes odoríferos para o recetor constitui um problema. Para minimizar o transporte destes componentes, a lagoa deve ser construída numa zona protegida de ventos ou pouco ventosa, que constitui o principal fator de propagação de odores.

### **3.7.1 Medidas de mitigação de odores**

Segundo Zhang *et al.* (2013), para o tratamento de odores as principais tecnologias utilizadas são:

- Físicas;
- Químicas;
- Biológicas.

#### **3.7.1.1 Tecnologias físicas**

Na contenção de odores, as tecnologias físicas são utilizadas, em regra, com caráter provisório, tendo em atenção que não conseguem impedir a produção de componentes odoríferos ou converte-los em componentes inodoros.

#### **Produtos perfumados**

O uso de produtos perfumados com características biodegradáveis, não tóxicas, constituem meios seguros e económicos no combate os odores. O princípio da sua utilização, passa por "mascarar" os odores com fragrâncias agradáveis, prevenindo queixas dos residentes nas áreas circundantes. Esta solução, longe de se mostrar viável, por não eliminar o problema, mantém os riscos tóxicos inerentes às emissões de odores.

#### **Produtos eliminadores de odores**

Estes produtos eliminam e previnem a produção de componentes odoríferos, possuindo três mecanismos que, em regra, funcionam em conjunto, no controlo de odores. O primeiro, ataca componentes odoríferos como o sulfato de hidrogénio ( $H_2S$ ) e a amónia. O segundo mecanismo inativa a enzima "urease", responsável pela conversão de nitrogénio e ureia em gases nocivos e desagradáveis como a amónia. Por último, o terceiro mecanismo promove a destruição das bactérias anaeróbias responsáveis pela produção de odores e, promove o crescimento de bactérias aeróbias, destruidoras de odores.

Como exemplo deste tipo de produtos existe o Odoreze™ (Vd. figura 16), que possui os três mecanismos descritos, é biodegradável, não tóxico e a sua fórmula contém produtos naturais e seguros.



Figura 16 - Embalagem Odoreze™

### Coberturas

A captação de compostos odoríferos provenientes de lagoas com coberturas flexíveis (ou flutuantes), é uma solução utilizada na prevenção de odores.

Estas coberturas são normalmente constituídas por telas de material sintético flexível, (ex: polipropileno e polietileno) e têm como grande vantagem a facilidade de instalação e manutenção.

Existem também coberturas permeáveis de matérias como o geotêxtil e a palha, de difícil manutenção, devido ao vento e às variações do nível da lagoa onde se encontram instaladas, sendo soluções com pouca durabilidade, pois a sua eficiência diminui significativamente ao longo do tempo.

Este método requer uma etapa adicional de tratamento, uma vez que apenas é possível proceder à acumulação dos compostos odoríferos. Assim, deve adicionalmente, ser feita uma adsorção, recorrendo a um biofiltro ou, uma conversão de modo a que seja possível consumir os compostos odoríferos. No quadro seguinte pode-se observar varias eficiências de remoção de odores para diferentes materiais de cobertura.

Quadro 8 - Eficiências de remoção de odores

Material da cobertura	Remoção de odores	Fonte
Geotêxtil (0,3mm)	59%	(Clanton <i>et al.</i> , 1991)
Geotêxtil com uma cobertura de palha de 100 mm	47%	(Clanton <i>et al.</i> , 2001)
Geotêxtil com uma cobertura de palha de 300 mm	79%	(Clanton <i>et al.</i> , 2001)
Palha	60%-70%	(Clanton <i>et al.</i> , 1991)
Polipropileno	76%	(Hudson <i>et al.</i> , 2008)

### 3.7.1.2 Tecnologias químicas

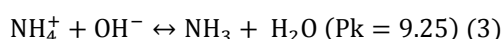
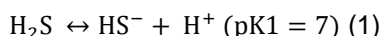
As tecnologias químicas são métodos importantes no controlo de odores em lagoas mas, dependem das características da água a tratar. Assim, deve ser feito o estudo prévio das características da água, no intuito de se ponderar os métodos mais viáveis a utilizar.

#### Ajustamento do pH

O pH tem um efeito significativo na mudança de forma dos sulfuretos e a amónia. Em solução aquosa as três formas de sulfuretos são o  $S^{2-}$ , o  $HS^-$  e o  $H_2S$ . As equações (1) e (2) descrevem a dissociação dos  $H_2S$  para  $HS^-$  e  $S^{2-}$ , respetivamente, onde os valores do inverso do logaritmo da constante de ionização (pK) das equações (1) (pK1) e (2) (pK2) determinam a presença de  $H_2S$ ,  $S^{2-}$  e(ou)  $HS^-$ . Quando o pH é inferior a 6 (pK1>pH) (Sharma et al., 1997) a forma de sulfureto mais abundante na solução é o sulfato de hidrogénio ( $H_2S$ ); Para o pH é igual a 7 (pK1 = pH) a concentração de  $H_2S$  e  $HS^-$  é semelhante e, para um pH superior a 7 a forma  $HS^-$  é dominante. Para pH superior a 12, o sulfureto ( $S^{2-}$ ) começa a surgir mas, apenas com pH superior a 13,8 começa a ser dominante.

O amónio ( $NH_4^+$ ) pode ser transferido para amónia ( $NH_3$ ) quando o hidróxido ( $OH^-$ ) está presente na solução (Equação (3)). Segundo Sharma et al., (1998) o pK desta reação é de 9.25, ou seja, não existe amónio para um pH inferior a 6. Quando o pH é superior, a quantidade de amónia aumenta, chegando a 10% em pH 8 e a 50% em pH 9.25, que é o pK da reação.

Assim, o sulfureto e a amónia só estão presentes em formas gasosas ( $H_2S$  e  $NH_3$ ) para pH inferiores a 6 e acima de 8.



O pH ótimo para crescimento de bactérias metanogénicas vai de 6 a 7,5 (Steinhaus et al., 2007; Jigar et al., 2011). Assim, proceder a ajustamentos de pH dentro desta gama, permitia inibir grande parte da formação de sulfato de hidrogénio ( $H_2S$ ) e gás de amónia ( $NH_3$ ) sem afetar as bactérias metanogénicas.

Os químicos mais aplicados no ajustamento de pH são o hidróxido de sódio e o hidróxido de magnésio. Segundo Jefferson *et al.*(2002), o hidróxido de sódio permite atingir um melhor desempenho e atua mais rápido no controlo de odores do que o hidróxido de magnésio devido à sua elevada solubilidade.

Neste método é muito importante conhecer os odores que se pretendem controlar de modo a aplicar uma solução que não inviabilize o processo de tratamento.

## **Oxidação**

Existem vários oxidantes fortes, como é o caso do cloro, óxidos de cloro, peróxido de hidrogénio, ozono, permanganato de potássio e o ferro. O cloro e os óxidos de cloro conseguem dissociar-se para formar o ião hipoclorito ( $\text{ClO}^-$ ) em água.

O hipoclorito tem uma baixa estabilidade devido a sua desproporcionalidade e consegue oxidar várias substâncias orgânicas e inorgânicas.

As propriedades oxidantes do permanganato de potássio são graças ao  $\text{MnO}_4^-$ , que se dá quando o manganês está no seu estado de oxidação mais alto (7+) resultando em características altamente reativas. Enquanto a sua capacidade oxidativa depende do pH, o permanganato de potássio é um oxidante forte para pH abaixo de 7, mas é fraco em soluções alcalinas.

O peróxido de hidrogénio é um dos oxidantes mais poderosos devido a libertação do radical hidróxido, sendo o seu poder de oxidação superior ao do cloro, óxidos de cloro e permanganato de potássio. O ozono consiste em três átomos de oxigénio e é um alótropo, o que leva a propriedades instáveis. O ozono consegue rapidamente decompor-se em hidróxidos e radicais de peróxido de hidrogénio em condições de pH elevado.

Os radicais livres possuem eletrões desemparelhados com tendência a formar estruturas estáveis o que resulta numa boa capacidade de oxidação. O ferro é um ião na fase de oxidação 6+, o que leva a uma elevada reatividade. Em solução aquosa, o ferro decompõe-se rapidamente em oxigénio, que tem um papel importante na oxidação, enquanto a conversão típica acontece para valores de pH baixos, de modo a manter a solubilidade do ferro.

A adição dos oxidantes pode converter o ião sulfato em formas inodoras e é muitas vezes utilizado para controlar as emissões de hidrogeno sulfato.

## **Precipitação química**

Muitos metais sulfatados, como os sulfatos de ferro, de cobre e de zinco são insolúveis. Por isso, a utilização de iões metálicos, como ferro, cobre ou zinco para precipitar sulfatos torna-se viável para controlar os problemas de odores.

Comparado com outros metais, o ferro é o mais eficaz no controlo da concentração de sulfatos em águas residuais (Jameel, 1989; Hvitved-Jacobsen et al., 2002; Altas e Büyükgüngör, 2008; Mokone *et al.*, 2012), sendo utilizado para a prevenção da emissão de hidrogeno sulfatos.

## **Combustão**

A combustão é um método comum no controlo de poluição resultante de compostos orgânicos e pode ser utilizada para controlar o problema de odores em lagoas. Para utilização deste método, é apenas necessário coletar todas as emissões gasosas da lagoa e que estas consigam suportar o calor da combustão. Para a combustão são utilizados três métodos: a chama direta, combustão com catalisador e chama aberta.

A chama direta consiste na queima dos gases numa câmara de altas temperaturas, a rondar os 650-750°C (Hein, 1964) alimentada por combustível, devendo os produtos da combustão, por motivos de segurança, ser arrefecidos antes da sua libertação para a atmosfera.

A combustão com catalisador é, como o nome indica, uma oxidação sem chama a temperaturas mais baixas que a combustão direta em cerca de 200°C (Hein, 1964; Guan et al., 2007), na presença de um catalisador. Normalmente utiliza-se ligas de platina pois estas providenciam uma eficiência alta e estável de combustão (Karagiannidis *et al.*, 2007; Jiang *et al.*, 2010; Smyth e Kyritsis, 2012).

Finalmente, a combustão em chama aberta, é a operação mais simples de todas, não sendo necessário a existência de um câmara de combustão, sendo a chama sustentada pelo efluente de gases da lagoa.

## **Neutralização**

A neutralização de odores é uma das tecnologias mais maduras no controlo de odores em lagoas (Bio Triad, 2009). Essa neutralização consiste, em regra, na utilização de um reservatório com neutralizador, um vaporizador, um spreader e, uma unidade de controlo. O principal parâmetro a controlar nesta técnica é a escolha da área a ser vaporizada. Pois quando a área selecionada é muito grande, leva ao uso ineficiente de neutralizador, resultando em perdas do mesmo, enquanto que, se a área for muito pequena, pode não tratar todos os odores.

### **3.7.1.3 Tecnologias biológicas**

As tecnologias físicas e químicas para controlo de odores são caras, pois consomem energia e sempre que o tratamento cessa, o problema dos odores tende a reaparecer (Hein, 1964; Zhang *et al.*, 2008).

As tecnologias biológicas consistem na inibição dos produtores de odores de forma a controlar a raiz do problema. O princípio deste tipo de tratamento, consiste na adaptação do tipo de micróbios ao sistema a tratar.

### **Controlo de odores por melhoramento das condições aeróbias na lagoa**

As bactérias anaeróbias são responsáveis pela produção de compostos odoríferos. Bactérias redutoras de sulfatos como *Desulfovibrio sp.*, *Desulfobacter sp.*, *Desulfobulbus sp.*, *Desulfomonas sp.*, *Desulfomicrobium sp.*, and *Desulfotomaculum sp.* são favorecidas por ambientes ricos em sulfatos e com déficit de oxigénio. (Gibson et al., 1993; Tebo e Obraztsova, 1998; Azabou et al., 2007; Achá et al., 2011; Shao et al., 2012). Estas convertem o sulfato para sulfito, levando depois à produção de sulfato de hidrogénio.

Bactérias acidogénicas como *Acetobacterium woodii*, *Bacillus halodurans*, *Centipede periodontii*, *Clostridium hastiforme*, *Desulfobulbus elongatus*, *Gracilibacter thermotolerans*, *Lactobacillus rhamnosus*, *Lactobacillus casei*, *Lactococcus plantarum*, and *Thermomonas haemolytica* são importantes na produção de biogás, pois permitem a decomposição de carbono complexo para ácidos gordos voláteis que, por sua vez, vão ser utilizados pelas bactérias acetogénicas e bactérias metanogénicas na produção de metano. (Lee et al., 2004; Kim et al., 2010). O controlo do crescimento das bactérias aeróbias, que degradam a matéria orgânica para produtos inorgânicos estáveis, aparenta ser uma solução eficiente para controlar odores (Zhu et al., 2005; Ndegwa et al., 2007).

O arejamento é o método mais eficiente para aumentar a concentração de oxigénio e manter a lagoa em condições aeróbias. Os odores podem ser prevenidos eficazmente quando o fornecimento de oxigénio é de até 50% da carência química de oxigénio (Zhang et al., 2006).

### **Controlo de odores por controlo das condições anaeróbias na lagoa**

Na degradação anaeróbia, grande parte dos odores são gerados na etapa da acidogenese que sucede à etapa de hidrolise. Em lagoas, cujas bactérias metanogénicas dominam, não existem problemas de odores pois os componentes odoríferos são completamente degradados em metano e dióxido de carbono. Assim, o desenvolvimento de bactérias metanogénicas em lagoas é um dos principais fatores no controlo de odores. Neste sentido, deve providenciar-se um ambiente favorável ao crescimento das mesmas.

As metanogénicas, apenas bactérias anaeróbias, tem um crescimento favorável em condições mesofílicas (25-45°C) ou termofílicas (40-75°C) e para pH entre 6.5 e 8.8 dependendo do seu género (Franzmann et al., 1992, 1997; Asakawa et al., 1993; Ferrari et al., 1994; Leadbetter e Breznak, 1996; Kotelnikova et al., 1998; Leadbetter et al., 1998; Lomans et al., 1999; Lin, 2002; Shlimon et al., 2004; Krivushin et al., 2010; Leahy et al., 2010; Mori e Harayama, 2011).

As concentrações de sal e amónia, tóxicas para as bactérias anaeróbias, aumentam com o aumento do tempo de retenção, por isso, segundo Module (1997), é sugerido que se proceda a uma diluição com água tratada quando esse risco seja detetado.

## **Biofiltração**

A biofiltração é uma das tecnologias mais populares no controlo de odores. Esta tecnologia encontra-se associada a coberturas físicas, onde as emissões gasosas são coletadas e sequencialmente injetadas no meio filtrante do biofiltro.

Os odores podem ser eliminados com a adsorção ou absorção pelo meio filtrante ou, através da conversão em compostos livres de odores pelos microrganismos presentes no meio filtrante. A interação dos componentes odoríferos com o meio filtrante é limitada, pois este tende a ficar saturado, sendo necessário a sua substituição, tornando a biodegradação pelos microrganismos o principal responsável pelo controlo de odores.

A biofiltração pode ser auto inoculada (com composto ou lamas) ou, ainda, através de um sistema de inoculação. Quando auto inoculada, constitui uma operação de baixo custo, mas a mudança dos micróbios de composto ou lamas para micróbios de remoção de odores é geralmente lenta.

Os principais parâmetros a considerar neste tipo de tecnologias são:

- Tempo de retenção de gases;
- Humidade;
- Porosidade do meio filtrante;
- Temperatura;
- pH.

O controlo dos referidos parâmetros garante o crescimento dos microrganismos no biofiltro.

Caso o tempo de retenção de gases seja curto, existe tendência para o gás se escapar sem ser devidamente tratado, o que ocorre, em geral, em menos de 1 minuto.

A humidade mínima recomendada para que se mantenha uma boa 'performance' por parte dos micróbios ronda os 40% (Oyarzún et al., 2003; Pagans et al., 2006; Taghipour et al., 2008).

No quadro seguinte podem ser observados alguns materiais filtrantes e a sua eficiência de remoção.



Quadro 9 - Quadro resumo de várias matérias utilizados em biofiltros e as suas respetivas eficiências

Material do biofiltro	Micróbios	Tempo retenção (s)	Eficiência de remoção (%)			Fonte
			H <sub>2</sub> S	NH <sub>3</sub>	COV	
Carvão Ativado Granulado	<i>Thiobacillus thioparus</i>	20-60	99,9	92	-	(Kim et al., 2002)
Turfa	<i>Thiobacillus thioparus</i>	16,7	100	-	-	(Oyarzún et al., 2003)
Estilha de madeira	<i>Enterobacter sp</i>	32	-	-	100	(Sheridan et al., 2003)
	<i>Moraxella sp</i>					
	<i>Pseudomonas sp</i>					
Composto	-	13,1	-	-	100	(Otten et al., 2004)
Composto	-	60	-	-	97	(Pagans et al., 2006)
Composto, lamas e pedaços de plástico rígidos	-	60	-	97,9	-	(Taghipour et al., 2008)
Composto	-	32,5-65	-	-	95	(Liu et al., 2009)
Cortiça	<i>Nitrosomonas</i>	40	100	100	90	(Park et al., 2009)
	<i>Nitrobacter</i>					
	<i>Thiobacillus thioparus</i>					
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>					
	<i>Pseudomonas putida</i>					
Anéis de vidro	<i>Thiobacillus sp</i>	31	99	-	99	(Ramírez-Sáenz et al., 2009)
Restos de palha e córtex	<i>Bacillus sp</i>	120	98	91	90	(Xie et al., 2009)
	<i>Pseudomonas sp</i>					
Carvão Ativado Granulado	<i>Alcaligenes faecalis</i>	29	100	-	-	(Rattanapan et al., 2010)
Composto e perlite	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	32	96-100	-	99	(Lebrero et al., 2011)
turfa	<i>Moraxellaceae sp</i>	60	90-99	-	-	(Omri et al., 2011)
	<i>Acinetobacter sp</i>					
	<i>Pseudomonas sp</i>					
Poliuretano	<i>Fusarium solani</i>	60	-	-	100	(Gutiérrez-Acosta et al., 2012)
Composto com restos de jardim	-	59	95-100	-	-	(Hort et al., 2012)
Composto maturo com lamas de esgoto e restos de jardim	-	59	70	-	-	(Hort et al., 2012)

## Capítulo 4 - Caso de estudo

### 4.1 Algar

O objeto de estudo desta dissertação é a lagoa de regularização, existente no aterro sanitário do barlavento, localizado em Portimão, pertencente à ALGAR - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A.

A ALGAR - Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos, S.A., é uma sociedade constituída em 20 de maio de 1995, pelo Decreto-Lei n.º 109/95 de 20 de Maio, que determinou a criação de um Sistema Multimunicipal, destinado ao desenvolvimento, conceção, construção e exploração de um processo de "Recolha Seletiva, Triagem e Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos do Algarve".

Esta empresa abrange 16 municípios: Albufeira, Alcoutim, Aljezur, Castro Marim, Faro, Lagoa, Lagos, Loulé, Monchique, Olhão, Portimão, São Brás de Alportel, Silves, Tavira, Vila do Bispo e Vila Real de Santo António (figura 17), procedendo à gestão de dois aterros sanitários, o do Barlavento, em Portimão, e o do Sotavento, localizado em Loulé, dispondo cada um deles de uma ETAL, para tratamento dos lixiviados aí produzidos. A criação destes equipamentos, levou ao encerramento de 20 lixeiras, todas localizadas na sua área de influência.

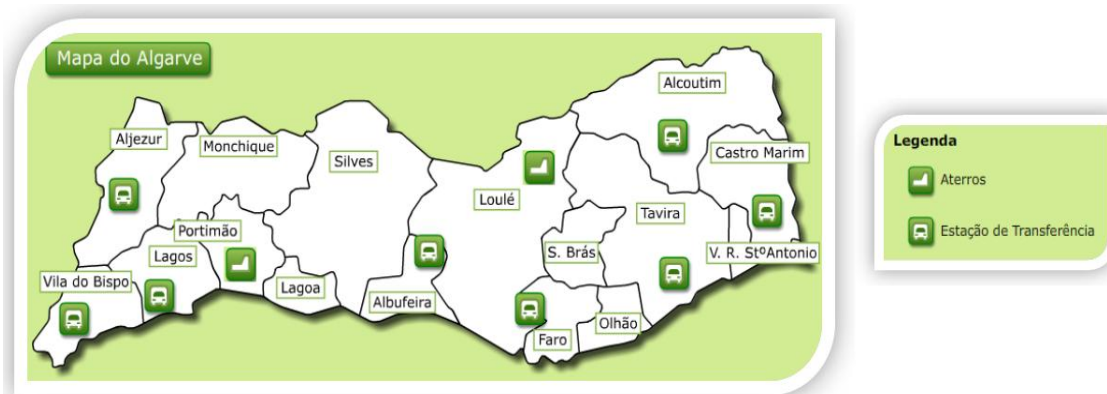


Figura 17 - Municípios abrangidos pela Algar (ALGAR, 2015)

Sob gestão da Algar, encontram-se oito estações de transferência, recebendo quatro delas, os resíduos dos municípios da zona do Barlavento algarvio (em Aljezur, Vila do Bispo, Lagos e Albufeira, enquanto as restantes servem os municípios do Sotavento algarvio (em Alcoutim, Castro Marim, Tavira e de Faro/Loulé/Olhão), sendo os lixiviados aí produzidos conduzidos para as ETAR's municipais, em todos os casos. A localização destas estações de transferência foi selecionada tendo em conta as populações abrangidas e da sua densidade populacional

que se encontra entre 5 hab.km<sup>-2</sup> (Alcoutim) até 351,3 hab.km<sup>-2</sup> (Olhão), como se pode observar no quadro seguinte.

Quadro 10 - População e áreas afetadas pela Algar (Fonte: censos 2001 e 2011)

Concelho	População 2001	População 2011	Crescimento (%)	Área (km <sup>2</sup> )	Densidade populacional (hab.km <sup>-2</sup> )
Albufeira	32339	40828	26,3	136,5	299
Alcoutim	3703	2917	-21,2	586,3	5
Aljezur	5299	5884	11,0	322,7	18
Castro Marim	6583	6747	2,5	301,4	22
Faro	58620	64560	10,1	200,7	322
Lagoa	20970	22975	9,6	85,9	267
Lagos	25687	31048	20,9	208,9	149
Loulé	60137	70622	17,4	753,9	94
Monchique	6958	6045	-13,1	401,4	15
Olhão	41098	45396	10,5	129,2	351
Portimão	45268	55614	22,8	179,3	310
São Brás de Alportel	10224	10662	4,3	148,8	72
Silves	33874	37126	9,6	672,1	55
Tavira	24960	26167	4,8	603,6	43
Vila do Bispo	5299	5258	-0,8	178,3	29
Vila Real de Santo António	18217	19156	5,1	61,0	314

## 4.2 Aterro sanitário do barlavento

O aterro sanitário do Barlavento algarvio, localizado no concelho e freguesia de Portimão, especificamente no porto de Lagos, possui uma capacidade total de encaixe para a 1.<sup>a</sup> fase de 1.750.000 m<sup>3</sup>, correspondente às duas primeiras células de deposição (A e B). Numa segunda fase começou a ser explorada uma nova célula (C), sendo depositados resíduos entre as duas primeiras células (A e B).

Este aterro é detentor da licença ambiental n.º 72/2008 (caducada em 2012, aguarda a aprovação de uma nova licença, entretanto solicitada).

Em 2011, foi elaborado um pedido de alteração da licença ambiental, englobando a necessidade de integrar na licença ambiental a célula C, bem como, por em 2010 ter sido excedido o volume de deposição licenciado.

Esta situação adveio da otimização do volume disponível na zona de encaixe (entre células), bem como, da reengenharia associada à nova utilização de volume da célula A (encerrada em 2002), cuja volumetria foi reduzida de forma significativa, na sequência da degradação da matéria orgânica aí existente.

A situação atual das células encontra-se representada no quadro seguinte.

Quadro 11 - Caracterização das células do aterro sanitário do Barlavento

Célula	Ano Início	Ano Selagem	Quantidade (Ton)	Volume (m <sup>3</sup> )
A	1998	2002	558.204	535.741
B + Encaixe	2002	2011	1.726.498	1.400.700
C	2011	-	859.265	719.301

Segundo a licença ambiental existente apenas são admitidos em aterro os seguintes resíduos não perigosos dos grupos da Lista Europeia de Resíduos (LER):

- **20 00 00** - Resíduos urbanos e resíduos similares do comércio, indústria e serviços incluindo as frações recolhidas seletivamente;
- **15 00 00** - Embalagens, absorventes, panos de limpeza, materiais filtrantes e vestuário de proteção, não especificados.

Em conformidade com a Lista Europeia de Resíduos (LER), aprovada pela Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março, que transpõe a Decisão n.º 2000/532/CE, da Comissão, de 3 de Maio, alterada pelas Decisões de Comissão 2001/118/CE, de 16 de Janeiro e 2001/119/CE, de 22 de Janeiro, os resíduos depositados em aterro são essencialmente:

- **20 03 01** - Outros resíduos urbanos e equiparados incluindo mistura de resíduos.

O aterro sanitário do Barlavento recebe também outros tipos de resíduos não perigosos, Resíduos Industriais Banais (RIB), de acordo com a autorização do Instituto dos Resíduos, atribuída em 18 de Janeiro de 2001, renovada em 11 de Janeiro de 2002 e, em 16 de Junho de 2006, na ausência de condições necessárias para a deposição deste tipo de resíduos em infraestruturas próprias para o efeito, situação que se mantém à data da realização do presente estudo. Na figura seguinte é possível observar a quantidade de resíduos que são depositados anualmente no aterro sanitário do Barlavento.

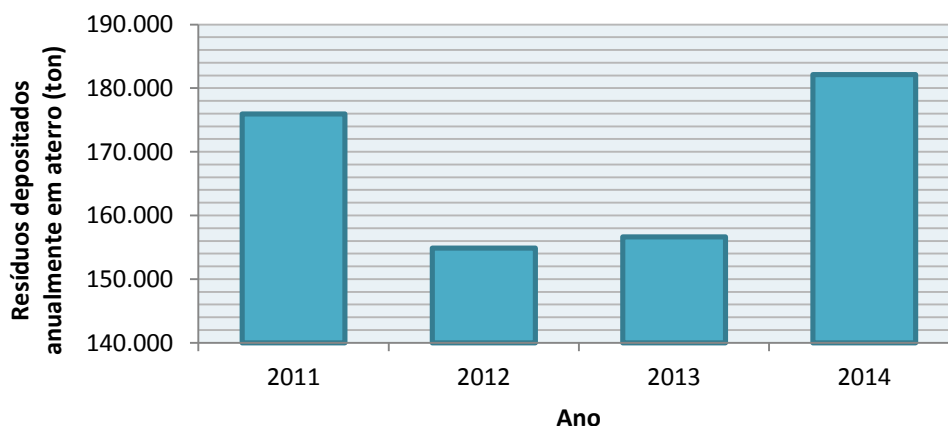


Figura 18 - Resíduos depositados anualmente no aterro sanitário do Barlavento

#### 4.2.1 Valorização energética a partir do biogás

O aproveitamento energético do biogás produzido no aterro sanitário do Barlavento, é realizado através de dois motores, um com 853kW e outro com 800kW, que permitem uma capacidade de produção, de aproximadamente 1,6MW e, no aterro do Sotavento de 1,2MW.

O sistema de valorização energética destes aterros são igualmente realizados em 3 etapas:

- Sistema de captação e drenagem do biogás produzido nas células de deposição;
- Queima do biogás com produção de energia através de motores de combustão aos quais está acoplado um queimador convencional para eliminação do metano aquando de paragens para manutenção ou de emergência;
- Transformação da tensão de saída do gerador para a REN.

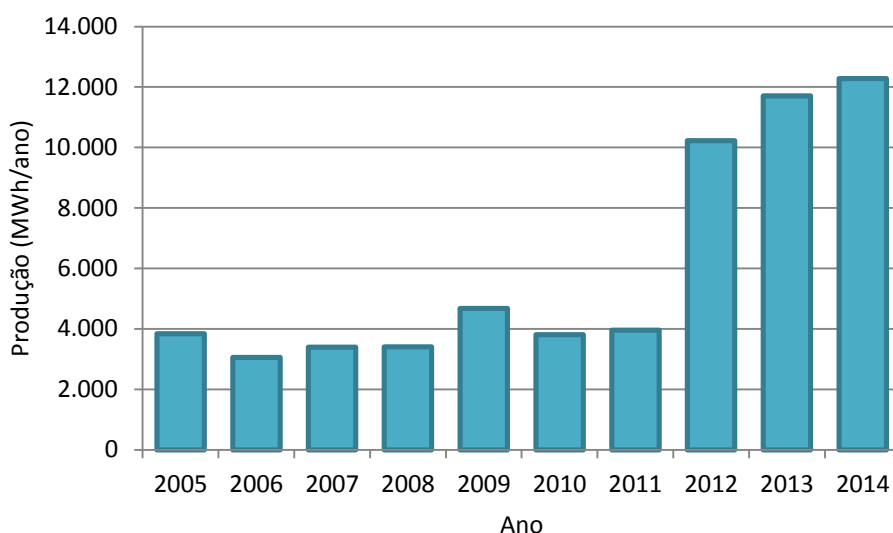


Figura 19 - Produção de energia nos Aterros sanitários do Barlavento e Sotavento

#### 4.2.2 ETAL do Barlavento

Durante a exploração do aterro, são geradas águas lixivantes que necessitam de sofrer algum tratamento por parte da entidade exploradora de modo a cumprir a legislação em vigor.

Os caudais de lixiviado do aterro sanitário do Barlavento podem ser verificados no seguinte quadro.

Quadro 12- Caudais de lixiviado do Aterro Sanitário do Barlavento

Ano	2010		2011		2012		2013		2014	
Caudal de lixiviado (m <sup>3</sup> )	Caudal diário (m <sup>3</sup> )	Caudal mensal (m <sup>3</sup> )	Caudal diário (m <sup>3</sup> )	Caudal mensal (m <sup>3</sup> )	Caudal diário (m <sup>3</sup> )	Caudal mensal (m <sup>3</sup> )	Caudal diário (m <sup>3</sup> )	Caudal mensal (m <sup>3</sup> )	Caudal diário (m <sup>3</sup> )	Caudal mensal (m <sup>3</sup> )
Janeiro	153	4.594	175	5.238	105	3.137	132	3.950	12*	353*
Fevereiro	126	3.791	159	4.755	83	2.503	121	3.643	3*	103*
Março	118	3.545	129	3.880	108	3.247	139	4.166	59	1.783
Abril	108	3.225	141	4.227	116	3.485	116	3.480	84	2.527
Mai	128	3.851	168	5.047	123	3.694	143	4.280	65	1.952
Junho	145	4.361	139	4.179	50	1.511	98	2.925	118	3.536
Julho	135	4.059	120	3.605	0*	0*	61	1.842	30	901
Agosto	162	4.863	128	3.833	0*	0*	92	2.745	25	745
Setembro	141	4.220	114	420	49	1.460	96	2.874	71	2.131
Outubro	155	4.637	26	781	67	2.013	78	2.344	84	2.523
Novembro	185	5.564	22	672	85	2.557	46	1.366	81	2.417
Dezembro	167	5.014	97	2.913	108	3.235	29*	868*	28	844
<b>Total</b>	<b>1.723</b>	<b>51.724</b>	<b>1.418</b>	<b>39.550</b>	<b>894</b>	<b>26.842</b>	<b>1.151</b>	<b>34.483</b>	<b>660</b>	<b>19.815</b>

\* Sistema em manutenção

O tratamento destes lixiviado deve ser selecionado tendo em conta as necessidades de tratamento exigidas pela qualidade do lixiviado gerado.

Observando o quadro 13, as águas lixivantes provenientes à ETAL requerem uma elevada eficiência de tratamento, sendo necessário recorrer a uma solução de tratamento por osmose inversa para poder cumprir os limites exigidos por lei, para a qual as etapas de tratamento vão ser descritas posteriormente.

Quadro 13 - Esforço de remoção mínimo necessário para cumprir os valores limites de emissão (VLE).

Ano		2010		2011		2012		2013		2014	
Parâmetro	VLE (mg.L <sup>-1</sup> )	Valor (mg.L <sup>-1</sup> )	Esforço remoção (%)	Valor (mg.L <sup>-1</sup> )	Esforço remoção (%)	Valor (mg.L <sup>-1</sup> )	Esforço remoção (%)	Valor (mg.L <sup>-1</sup> )	Esforço remoção (%)	Valor (mg.L <sup>-1</sup> )	Esforço remoção (%)
CBO <sub>5</sub>	40	1.870	97,9	3.088	98,7	1.594	97,5	1.350	97,0	1.565	97,4
CQO	150	11.358	98,7	20.117	99,3	14.288	99,0	10.644	98,6	14.000	98,9
SST	60	600	90,0	1.100	94,5	1.400	95,7	300	80,0	505	88,1

O rendimento do tratamento obtido com a unidade de osmose inversa tem vindo a decrescer neste últimos anos, situando-se atualmente em cerca de 40% (figura 20). Pretende-se na presente dissertação verificar se a aplicação da cobertura flutuante pode ter contribuído para a diminuição deste fenómeno.

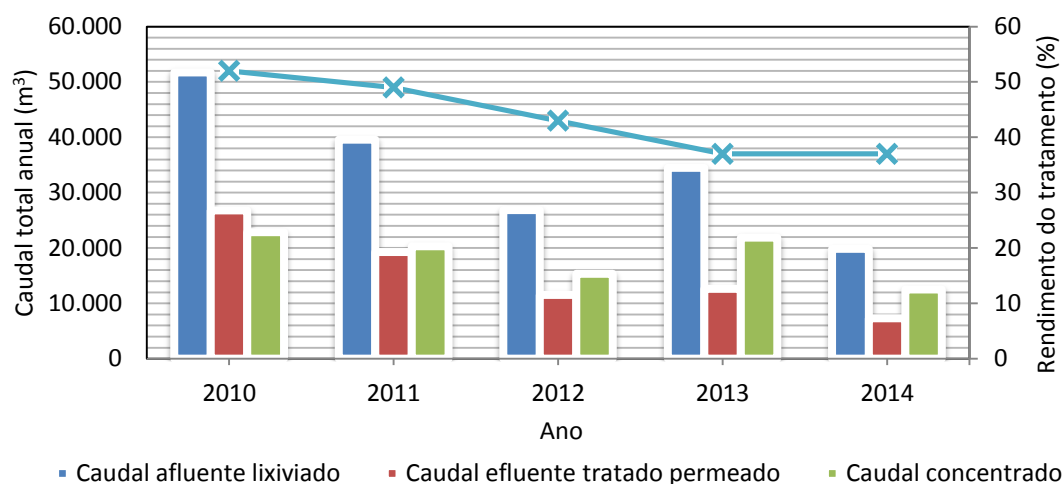


Figura 20 - Rendimento de tratamento da osmose inversa da ETAL do Barlavento

#### 4.2.2.1 Etapas do processo de tratamento

O processo de tratamento das águas lixiviantes no aterro sanitário do Barlavento é feito recorrendo a um sistema de Osmose inversa, na figura seguinte é possível observar a planta da ETAL do Barlavento.

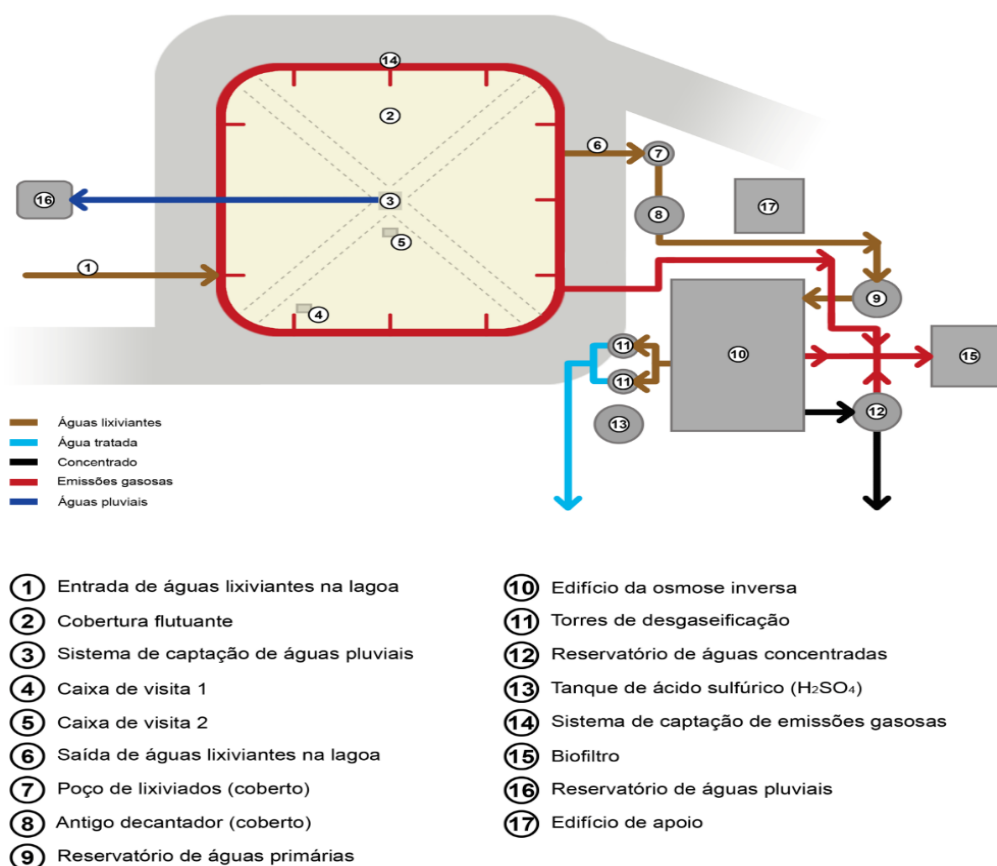


Figura 21 - Planta da ETAL do Barlavento

### Lagoa de regularização

A função da lagoa de regularização do aterro sanitário do barlavento é a homogeneização e regularização do caudal afluente à estação de tratamento de águas lixiviantes (ETAL), provenientes das células do aterro sanitário.

Esta lagoa com um volume total de 8.214 m<sup>3</sup> e um volume útil operacional de 7.530 m<sup>3</sup>, tem uma profundidade de 6 metros sendo explorada com um nível normal de 3 metros de altura até um nível máximo líquido de 5,5 metros de altura.

A cota de soleira do tubo de entrada é de 4,5 metros de altura e cota de soleira do tubo de saída é de 3 metros de altura.



Figura 22 - Camadas de proteção ambiental da lagoa de regularização

### Tanque de águas primárias

Neste tanque é injetado ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) nas águas lixiviantes provenientes da lagoa de modo a corrigir o seu pH e proteger as etapas seguintes do processo, após a adição do ácido estas águas passam a ser denominadas por águas primárias.

### Filtro de areia

A ETAL possui dois filtros de areia, em funcionamento paralelo. Em cada filtro, a água primária passa por 3 camadas de areia com diferente granulometria (cfr. figura 22). No filtro de areia, efetua-se a filtração de maioritariamente solos e matéria em suspensão. Decorrido um certo número de horas, o filtro de areia colmata, sendo esta colmatção indicada pela crescente



perda de pressão. Quando a pressão chega a um valor pré-definido, normalmente entre 2 e 2,5 bar, um transmissor dá a ordem de lavagem, em retrolavagem. Esta lavagem realiza-se em duas etapas: é injetado ar na areia, de modo a que os sedimentos se descolmatem da areia e, seguidamente, é feita a lavagem com água.



Figura 23 - Filtros de areia, e a sua composição, instalados no Aterro Sanitário do Barlavento

### Filtro cartuxo

Após os filtros de areia, existem dois filtro-cartuxo, em funcionamento paralelo. Nestes filtros, partículas e sedimentos com 10 µm ou mais ficam retidas dentro dos elementos do filtro.

Gradualmente, o filtro fica colmatado, causando uma crescente perda de pressão (tal como no filtro de areia), pelo que, quando este atinge um valor pré-determinado, normalmente de 2,5 bar, torna-se necessário que o operador proceda à substituição dos elementos do filtro.



Figura 24 - Filtros cartuxo instalados no Aterro Sanitário do Barlavento

## Osmose inversa

A osmose inversa nesta ETAL, tem capacidade para tratar 170m<sup>3</sup>/dia sendo composta por dois estágios. O estágio do lixiviado e o estágio do permeado. Após ter passado pelos filtros de areia e pelos filtros cartuxo, o lixiviado segue então para a osmose inversa começando por passar pelos módulos de discos tubulares (MDT).

Dentro dos MDT, a água bruta é bombeada através um conjunto de membranas. Os discos hidráulicos entre as membranas dirigem o caudal. A água tratada (permeado) passa pelas membranas e entra no canal de permeado, deixando para trás as partículas que não conseguiram passar pelas membranas.

Ao longo dos módulos, a água bruta que não consegue passar pelas membranas transporta e acumula partículas rejeitadas tornando-se assim mais concentrada, sendo descarregada no final do MDT como água concentrada (concentrado), que em média se situa entre os 30 a 40% do caudal inicial. Este processo encontra-se ilustrado na figura seguinte.

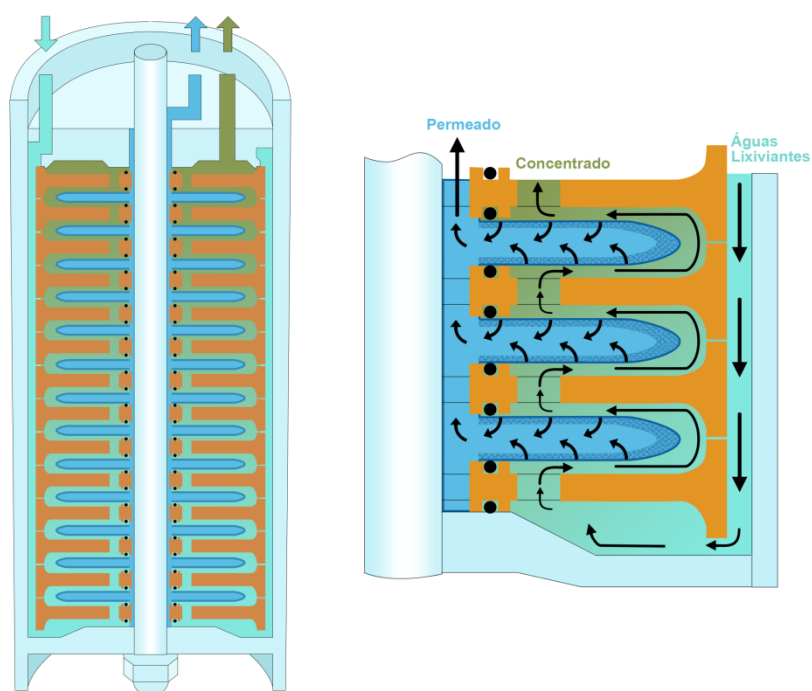


Figura 25 - Funcionamento de um disco tubular do sistema de osmose inversa instalado

O primeiro estágio (lixiviado) é composto por 7 linhas com 12 blocos, que funcionam a 65 bar. Cada bloco é composto por 170 discos e 169 membranas. Após o primeiro estágio, o permeado segue para o segundo estágio enquanto o concentrado do primeiro estágio vai ser recirculado de volta para o aterro.

O segundo estágio (permeado) é semelhante ao primeiro mas possui dois grupos, um com 12 blocos e outro com 10 blocos. Neste estágio, o grupo com 12 blocos é mais alto de modo a tentar obter melhores resultados na remoção do azoto amoniacal (figura 26). Após este processo, o concentrado, que possui características diferentes do concentrado da 1.<sup>a</sup> fase (que já sofreu uma etapa de filtração) é recirculado para a entrada do primeiro estágio, de modo a diluir o afluente e obter uma melhor eficiência do processo, enquanto o permeado deste estágio prossegue para a fase seguinte (torres de desgaseificação).



Figura 26 - Discos tubulares do segundo estágio da osmose inversa

### **Torres de desgaseificação**

Durante a etapa de osmose Inversa, a água (devido às altas pressões), fica carbonatada sendo necessário a remoção do CO<sub>2</sub> em excesso, com recurso a torres de desgaseificação. Após este processo, a água tratada segue então para um reservatório onde vai armazenada para depois ser utilizada como água de serviço.



Figura 27 - Torres de Desgaseificação

## Biofiltro

O biofiltro instalado na ETAL, com uma área de 20m<sup>2</sup> e um volume útil de enchimento de 23m<sup>3</sup>, é responsável pelo tratamento de todas as emissões gasosas provenientes da lagoa de regularização, do ar do edifício da osmose inversa e das emissões do tanque de concentrados.



Figura 28 - Biofiltro do aterro sanitário do Barlavento

O seu leito filtrante é o **BIOMIX**, produto constituído por estilha de madeira de origem portuguesa e por composto orgânico indicado para odores gerados em atividades de tratamento de resíduos. O **BIOMIX** oferece uma boa resistência à compressão do meio filtrante sem perdas de carga significativas. Por outro lado, o leito filtrante é de baixa manutenção, pressupondo apenas um revolvimento anual, afim de permitir a homogeneização da distribuição do caudal de ar, pelo meio de enchimento.

Quadro 14 - Principais características físicas do leito de enchimento BIOMIX

Parâmetro	Unidade	Valor
Densidade média	Kg.m <sup>-3</sup>	550
Humidade	%	>45
Porosidade	%	>45
pH	E. Sorensen	7-8

Os principais constituintes do leito BIOMIX são:

- **Estilha** - Material à base de madeira de pinho nacional (>80%) com dimensões pré-definidas (5-50 mm) que servirá de suporte de crescimento aos microrganismos;
- **Composto orgânico** - Adicionado como fonte de matéria orgânica e de nutrientes necessários ao crescimento dos microrganismos;
- **Meio básico** - Adicionado para controlo do pH do meio;

- **Adubo de base orgânica** - Adicionado como fonte de micronutrientes;
- **Inóculo** - Culturas específicas para degradação de odores que vão permitir o arranque rápido do biofiltro e manter a boa degradação dos odores ao longo do tempo de vida do biofiltro.

#### 4.2.2.2 Plano de Monitorização

De acordo com a licença ambiental em vigor, e na ausência de Valores Limite de Emissão (VLE) no Plano adaptação (PA), nenhum parâmetro deve exceder os VLE nem as Quantidades Máximas Admissíveis que constam na Licença de descarga integrada na licença ambiental, que se apresentam no quadro seguinte:

Quadro 15 - Plano de monitorização das águas lixiviantes, LA nº 72, de 2008.

Parâmetro	Unidade	Cadência
pH	E. Sorensen	Trimestral
CBO <sub>5</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	Trimestral
CQQ	mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	Trimestral
SST	mg.L <sup>-1</sup>	Trimestral
Azoto total	mg.L <sup>-1</sup> N	Trimestral
Fósforo total	mg.L <sup>-1</sup> P	Trimestral
Sulfatos	2000 mg.L <sup>-1</sup> SO <sub>4</sub>	Anual
Bromodiclorometano	µg.L <sup>-1</sup>	Anual
Bromofórmio	µg.L <sup>-1</sup>	Anual
Hidrocarbonetos Aromáticos Polinucleares (PAH)	µg.L <sup>-1</sup>	Anual
Fluoranteno	ng.L <sup>-1</sup>	Anual
Benzo(b) Fluoranteno	ng.L <sup>-1</sup>	Anual
Benzo(k) Fluoranteno	ng.L <sup>-1</sup>	Anual
Benzo(a) Pireno	ng.L <sup>-1</sup>	Anual
Benzo(g,h,i) Perileno	ng.L <sup>-1</sup>	Anual
Indeno	ng.L <sup>-1</sup>	Anual

Embora estes sejam os parâmetros presentes na licença ambiental, é relevante a determinação de mais alguns parâmetros de modo a verificar o bom funcionamento do sistema de tratamento de águas lixiviantes.

#### 4.2.2.3 Solução com cobertura flutuante

Foi aplicada na lagoa de regularização uma cobertura flutuante, que é um sistema de cobrimento flexível impermeável concebido para se adaptar às oscilações de nível dos líquidos da lagoa.

A cobertura consiste numa geomembrana de polipropileno armado com fibra de poliéster com 1,14 mm de espessura e é ancorada nos taludes com uma banda de alumínio de 30x6 mm e uma banda de EPDM de 65 shores em cada segmento de 30 cm, por isso existe uma aumento da espessura da geomembrana nessa zona para 3 mm.

Este material foi escolhido devido à sua flexibilidade, resistência química e às radiações ultravioleta (Figura 29).

Raw Material Identification					Functional Properties				
Tested Property		Unit	Test Method	Value	Tested Property		Unit	Test Method	Value
Density of Raw Material		g/cm³	UNE EN ISO 1183-1	0.87 - 0.91	Low Temperature Brittleness (t*: -40°C)		-	UNE EN 495-5	No cracks
Density of Geomembrane		g/cm³	UNE EN ISO 1183-1	0.88 - 0.92	Water Permeability		m³/m²·day	UNE EN 14150	< 1·10 <sup>-6</sup>
Mel Flow Index		g/10min	UNE EN ISO 1133 D Condition (230°C/ 2.16 Kg)	≤ 1.0	Coefficient of Linear Thermal Expansion		1/°K	ASTM D 696	1,15·10 <sup>-4</sup>
			UNE-EN ISO 1133 T Condition (230°C/ 5 Kg)	≤ 2,5	Water Absorption		%	UNE EN ISO 62 (24h)	≤ 0.1
Carbon Black Content		%	ASTM D 4218	2.0 - 2.5					UNE EN ISO 62 (6 days)
Durability									
Oxidative Induction Time (OIT)		min	UNE EN 728 (200°C)	> 100	Thickness of Coextruded Layer		%	UNE 53213-2	-
Stress Crack Resistance/NCTL (*)		h	ASTM D 5397	> 300	Asperity Height		mm	GRI GM 12	-
Oxidation		%	UNE EN 14575	≤ 15					

Strength Characteristics Quality of Final Product						
Tested Property		Unit	Test Method	Value		
Thickness		mm	UNE EN 1849-2	1.00	1.20	1.50
Confidence level 95%		%	-	Tolerance: ± 6		
Confidence level 90%		%	-	Tolerance: ± 4		
Tensile Properties (*)						
Tensile Strength at Break		N/mm	UNE-EN ISO 527 (Type V)	9 (8)	11 (10)	14 (12)
Elongation at Break		%		> 500		
Tear Resistance		N	ISO 34-1	65	78	97
Puncture Resistance		KN	UNE-EN ISO 12236	3.0		
Exploding Resistance		%	pr EN 14151	< 15		
Dimensional Stability		%	UNE EN ISO 14632 (100°C, 1h)	± 0,5		

Figura 29 - Características da cobertura (JSF Hidráulica S.L. , 2011)

A aplicação da cobertura nesta lagoa concede-lhe características anaeróbias podendo deste modo, alterar as propriedades do lixiviado armazenado, sendo este um dos elementos a ter em atenção, na presente dissertação.





Figura 30 - Lagoa de regularização antes (esquerda) e após (direita) da cobertura.

O facto de esta cobertura ser impermeável permite a acumulação das águas pluviais, tendo sido instalado um sistema de captação das mesmas no centro da cobertura (figura 31).



Figura 31 - Sistema de captação de águas pluviais



Figura 32 - Reservatório de águas pluviais

Os únicos meios de acesso ao interior da lagoa são duas caixas de visita existentes na cobertura. A primeira, instalada durante a aplicação da cobertura, localiza-se num dos cantos da lagoa, enquanto a segunda, instalada no decorrer dos trabalhos, localiza-se no centro da lagoa. Esta segunda caixa de visita, foi instalada devido a impossibilidade de recolha de amostras representativas da totalidade da lagoa, permitindo assim o acesso a todas as profundidades das mesma.



Figura 33 - Caixa de visita lateral



Figura 34 - Caixa de visita central

## Capítulo 5 - Metodologia

---

De modo a atingir o objetivo da presente dissertação, foi concebida uma metodologia que engloba os recursos necessários para realização de um estudo sobre as implicações da aplicação deste tipo de cobertura flutuante, bem como, proceder a uma avaliação do sistema instalado na ETAL do aterro sanitário do Barlavento.

A organização do estudo sobre a aplicação da cobertura flutuante prevê a existência de categorias distintas: Ambiente, Economia e Exploração/Manutenção da ETAL.

### 5.1 Ambiente

Em termos ambientais, devem ser descritas todas as alterações que esta cobertura pode trazer ao meio onde se encontra inserida. Neste sentido, são efetuados trabalhos com as seguintes subcategorias: águas pluviais e odores.

#### 5.1.1 Águas pluviais

A aplicação da cobertura flutuante, com um sistema de captação de forma a permitir o desvio das águas pluviais, impede que estas se possam acumular, conjuntamente com as águas lixiviantes, no interior da lagoa de regularização.

Esta acumulação com o consequente aumento do caudal de afluente a tratar pela ETAL, provocaria um aumento de custos, no seu tratamento.

Ainda assim, este desvio das águas pluviais pode trazer um efeito negativo para o sistema, considerando que a separação das águas pluviais e águas lixiviantes provenientes das células do aterro sanitário, não permitiria o efeito de diluição, podendo ter consequências no funcionamento dos filtros de areia e dos filtros cartuxo.

De modo a verificar estes pressupostos, vai ser necessário recolher informação sobre as quantidades de águas pluviais captadas e armazenadas, verificando-se qual a sua relevância sobre a ETAL e, também, quais os benefícios que a sua captação pode trazer.

#### 5.1.2 Odores

Um dos principais focos de contestação social, quando da implantação de um aterro sanitário, é o odor proveniente da localização onde este se encontra implantado. Embora não exista legislação específica sobre a emissão de odores, a sua instalação deve cumprir, entre outros, os requisitos de saúde e segurança no trabalho, nomeadamente, a norma NP 4397.



Atualmente estão a ser desenvolvidos esforços para a criação de documentos guias como é o caso do Guia H4, vigente em Inglaterra. Na implementação da cobertura flutuante na lagoa, as trocas gasosas entre a atmosfera e a massa de águas lixiviantes são impossibilitadas, pelo que, este processo deve ser assegurado através da instalação de um sistema de extração que levará esses gases para um sistema de tratamento.

De modo a estabelecer algum critério sobre os odores libertados, deve proceder-se à avaliação do sistema de tratamento dos gases implementado, de forma a quantificar quer a sua redução, em termos quantitativos, dos componentes que podem originar odores na ETAL.

## **5.2 Economia**

A instalação da cobertura, deve ser acompanhada por um levantamento de dados que permita efetuar um estudo económico, no sentido de se proceder a uma comparação objetiva de custos antes e depois da cobertura, permitindo uma avaliação segura das vantagens ou inconvenientes económicos na exploração da lagoa.

### **5.2.1 Energia elétrica**

A cobertura flutuante provocou alterações nas condições de mistura das águas lixiviantes armazenadas na lagoa, que passaram de ser agitadas por ação de 2 arejadores para um estado sem qualquer agitação.

Após a remoção dos arejadores, deve verificar-se uma diminuição, em termos de consumo de energia elétrica pela ETAL.

Na verificação de alterações aos consumos energéticos na ETAL devem ser recolhidos dados sobre os consumos elétricos do sistema e compará-los aos caudais que tratam, obtendo-se deste modo, uma comparação da situação pré e pós cobertura.

### **5.2.2 Custo energético do tratamento**

Com a captação das águas pluviais e, consequentemente, o desvio desse caudal da ETAL, irá proceder-se ao tratamento de um menor volume de afluentes, o que implica, em princípio, um menor custo energético de tratamento.

### **5.2.3 Valorização energética das emissões gasosas**

A cobertura flutuante aplicada na lagoa de regularização é impermeável, ou seja, não permite as trocas gasosas entre a lagoa e a atmosfera.

Os gases produzidos na lagoa ficam confinados no espaço entre o nível máximo de exploração da lagoa e a cobertura, local este que se denomina por bolha gasosa.

Os gases da bolha gasosa podem ter características que permitam a sua valorização energética, em conjunto com o biogás, aumentando a produção energética e, consequentemente, as receitas obtidas.

No entanto, é necessário verificar se existiram condicionantes neste processo, de modo a determinar as viabilidades dessa valorização.

## **5.3 Exploração/Manutenção da ETAL**

### **5.3.1 Características do lixiviado**

A lagoa de regularização é o principal objeto de estudo da presente dissertação.

Prevê-se que a aplicação da cobertura flutuante alterou o modo de como a lagoa funciona, que devido a remoção dos 2 arejadores existentes passou de um estado agitado com arejamento forçado para um estado sem mistura e sem arejamento forçado.

Esta cobertura sendo impermeável, impede as trocas gasosas entre a atmosfera e a lâmina líquida da lagoa, o que consequentemente remove a capacidade de o oxigénio chegar a lagoa concedendo assim a esta lagoa um estado de anaerobiose.

Tendo em conta estes fatores é importante compreender as alterações no lixiviado, tanto na sua quantidade como na sua qualidade mas também na sua disposição nas diferentes profundidades.

Para conseguir efetuar este estudo será necessário a recolha de informação no que toca as características do lixiviado ao longo do tempo, de modo a fazer uma comparação da evolução dos diferentes parâmetros com colocação da cobertura.

Pretende-se também estudar a estratificação da lagoa, pois a ausência de agitação concede à lagoa características favoráveis a decantação, que começa a originar uma acumulação de lamas no fundo da lagoa que devem ser removidas sempre que se justificar de modo a facilitar

o processo de manutenção da lagoa, pois a sua acumulação diminui significativamente o volume útil da lagoa criando problemas na sua exploração.

### **5.3.2 Eficiência do processo de tratamento**

O aumento da carga do lixiviado vão afetar as eficiência do processo de tratamento. Esta alteração de eficiência deve ser alvo de um estudo pois pode por em causa o cumprimento dos limites de descarga imposto pela Licença Ambiental do Aterro Sanitário do Barlavento.

## Capítulo 6 - Plano de trabalhos

---

De modo a realizar a presente dissertação foi elaborado um plano de trabalhos que consiste no conjunto de atividades realizadas para obter os resultados necessários para chegar a conclusões sobre a aplicação da cobertura flutuante na lagoa de regularização.

No decorrer da dissertação foram realizadas varias visitas de campo de modo a :

- Reconhecer o local;
- Recolha de dados;
- Captação de imagens;
- Realização de amostragens.

Em seguida vão ser descritos todos os processos realizados para obter os dados.

### 6.1 Ambiente

#### 6.1.1 Águas pluviais

Após a captação das águas pluviais, estas são encaminhadas para um reservatório. O reservatório das águas pluviais possui um medidor de caudal instalado mas, não existe qualquer monitorização regular. Sendo o medidor instalado um medidor usado, o seu valor de contagem já estava avançado, não sendo assim possível ter uma noção do valor de caudal acumulado desde a sua instalação.

Perante a impossibilidade de recolha de dados sobre a precipitação captada, por inexistência de monitorização anterior e, não ter ocorrido precipitação durante o período da elaboração da dissertação, foi necessário proceder ao cálculo do potencial de captação de águas pluviais que a lagoa possui, utilizando-se os dados da estação meteorológica existente no aterro. Este cálculo foi efetuado com segundo a seguinte equação:

$$\text{Potencial de captação (m}^3\text{)} = \text{Área superficial da lagoa (m}^2\text{)} \times (\text{Precipitação (mm)} \times 0,001)$$

#### 6.1.2 Odores

Em relação aos odores, foi estudada a hipótese de se efetuar medições no sentido de se tentar compreender, em termos de qualidade e quantidade, a expressão dos odores na ETAL. Considerando a complexidade da caracterização de odores e a impossibilidade de obter equipamento indicado para esse efeito, foi apenas possível fazer a caracterização das

emissões gasosas, que dão origem aos odores, através de um estudo efetuado pela empresa WEDOTECH, em 2014.

## **6.2 Economia**

### **6.2.1 Energia elétrica**

Em termos de energia elétrica, pretende-se avaliar a existência de alterações nos consumos energéticos, após a remoção dos arejadores, cuja função consistia na mistura, e consequentemente, no arejamento da lagoa. Neste sentido, vão ser recolhidos dados de consumos elétricos relativos ao período da pré-cobertura e da pós-cobertura, procedendo-se ao uma análise comparativa dos resultados obtidos.

### **6.2.2 Custo do tratamento**

Após a recolha dos elementos relativos aos consumos elétricos, pretende-se também verificar a viabilidade económica do sistema, em termos energéticos. Após obtenção dos valores relativos aos caudais e os dados dos custos energéticos envolvidos, será possível proceder a uma estimativa do custo de tratamento por m<sup>3</sup>, avaliando-se, deste modo, se a aplicação da cobertura tornou o processo de tratamento mais viável em termos económicos.

### **6.2.3 Valorização energética das emissões gasosas**

Os gases produzidos na lagoa podem possuir características que tornem viável a sua valorização energética, em conjunto com o biogás produzido no aterro sanitário. No sentido de verificar esta possibilidade e procurar caracterizar estes gases, em termos qualitativos, para valorização energética efetuaram-se as seguintes atividades:

### **Material utilizado**

Na amostragem, foi utilizado o aparelho existente no sistema para medição da qualidade do gás nos poços de biogás, nomeadamente o - GEM 2000 Plus da Geotechnical Instruments (figura 35).



Figura 35 - GEM 2000 Plus da Geotechnical Instruments

## Local de amostragem

A amostragem decorreu em dois locais distintos:

- Local A - No tubo utilizado para a extração dos gases da lagoa de regularização, ilustrado na figura 36.

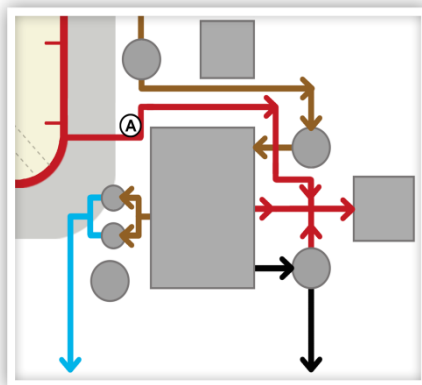
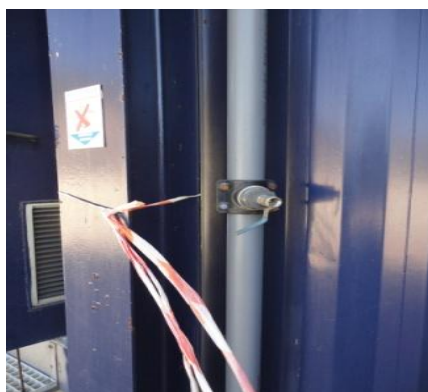


Figura 36 - Local de amostragem A

- Local B - No tubo antes do biofiltro, que recebe todas as emissões gasosas da lagoa, do tanque de água concentrada e do ar edifício da osmose, ilustrado na figura 37.

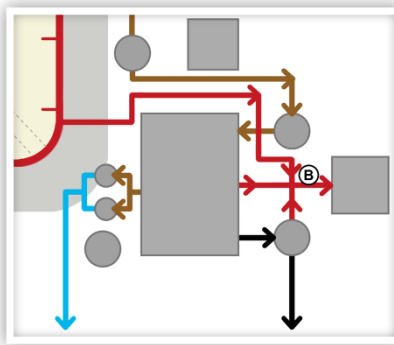


Figura 37 - Local de amostragem B

## Procedimento de amostragem

A obtenção dos valores, ocorreu por medição direta nos locais de amostragem.

## 6.3 Exploração/Manutenção da ETAL

### 6.3.1 Características do lixiviado

A compreensão das alterações nas características do lixiviado representa um dos pontos mais importante a ser estudado, na medida em que poderá colocar em causa todo o sistema de tratamento, criando a necessidade de repensar todo o processo.

Considerando o facto de a cobertura flutuante limitar o acesso ao lixiviado, existiram limitações na forma - como e onde - obter amostras do lixiviado.

No decorrer da dissertação, foram efetuadas duas campanhas de amostragem de lixiviados. A primeira, foi efetuada na caixa de visita instalada inicialmente com a cobertura, que se situa num canto da lagoa, o que trouxe limitações à capacidade de recolha amostras a grandes profundidades, devido à existência de taludes.

Para ultrapassar esse obstáculo, juntamente com as medições verticais, foram efetuadas medições na diagonal.

Após a instalação de uma segunda caixa de visita no centro da lagoa, foi efetuada uma segunda campanha, dada a oportunidade de se proceder a uma amostragem mais representativa do comportamento da lagoa, ao ser viável a obtenção de uma amostragem, em todos os níveis de profundidade da lagoa.

Os parâmetros avaliados neste estudo foram:

- Oxigénio dissolvido (*in situ*);
- Condutividade;
- Azoto Amoniacal;
- CBO<sub>5</sub>;
- CQO;
- SST.

O processo de amostragem utilizado nas duas campanhas foi o seguinte:

## Material utilizado

O material utilizado na colheita das amostras foi o seguinte:

- SIGMA 900 da QLabo, utilizado para efetuar a recolha das amostras de lixiviado (figura 38);



Figura 38 - SIGMA 900 da QLabo

- HD30d da flexi , para medir o oxigénio dissolvido *in situ* (figura 39);



Figura 39 - HD30d da flexi

- Uma vara, utilizada para se fazer amostragens na diagonal na primeira campanha.



### Local de amostragem

A amostragem ocorreu em dois locais. A amostragem da 1.<sup>a</sup> campanha foi efetuada na caixa de visita da lagoa de regularização que se encontra localizada num dos cantos da lagoa (figura 40).



Figura 40 - Caixa de visita e a sua localização

Enquanto a amostragem da 2.<sup>a</sup> campanha foi efetuada na nova caixa de visita da lagoa de regularização que se encontra localizada no centro da lagoa (figura 41).

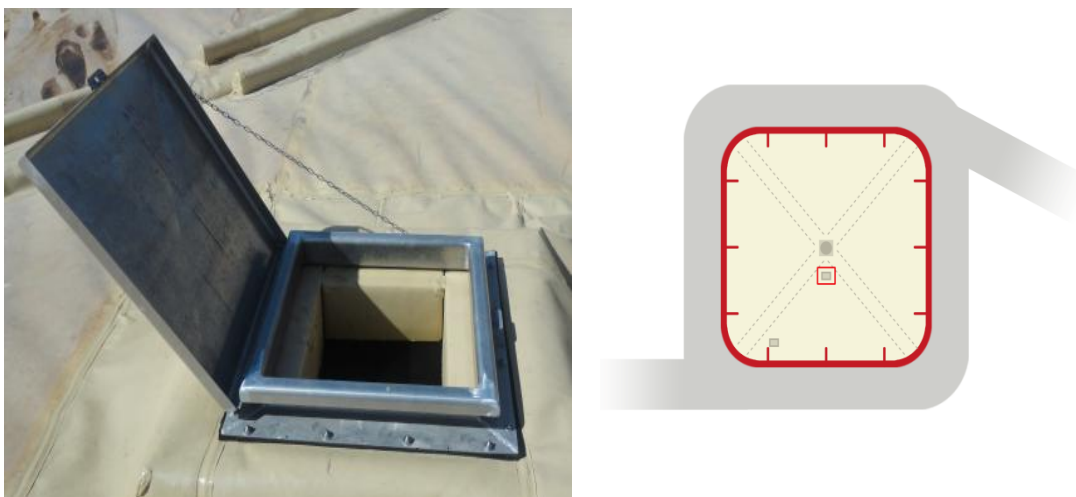


Figura 41 - Caixa de visita no centro da lagoa e a sua localização

### 6.3.1.1 Procedimento de amostragem

#### Primeira campanha

Na primeira campanha foram realizadas cinco amostras: três na vertical, sendo a primeira obtida á superfície, seguida por duas amostras à profundidade, respetivamente, de 1,25m e 2.25m; Outras duas amostras foram feitas, na diagonal, com um ângulo de 45°, a 1.25m e outra a 3m (figura 42).

Para a determinação do oxigénio dissolvido que é um parâmetro *in situ*, foi utilizada uma sonda de oxigénio dissolvido no equipamento HD30d, colocada na caixa de visita, a diferentes profundidades definidas nas amostragens. O oxigénio dissolvido apenas foi determinado nas amostragens verticais.

Quanto aos restantes parâmetros, foram recolhidas amostras de lixiviado nas diferentes profundidades, recorrendo ao aparelho SIGMA 900, que após recolha, seguiram para laboratório, no sentido do seu processamento e determinação dos parâmetros requeridos.

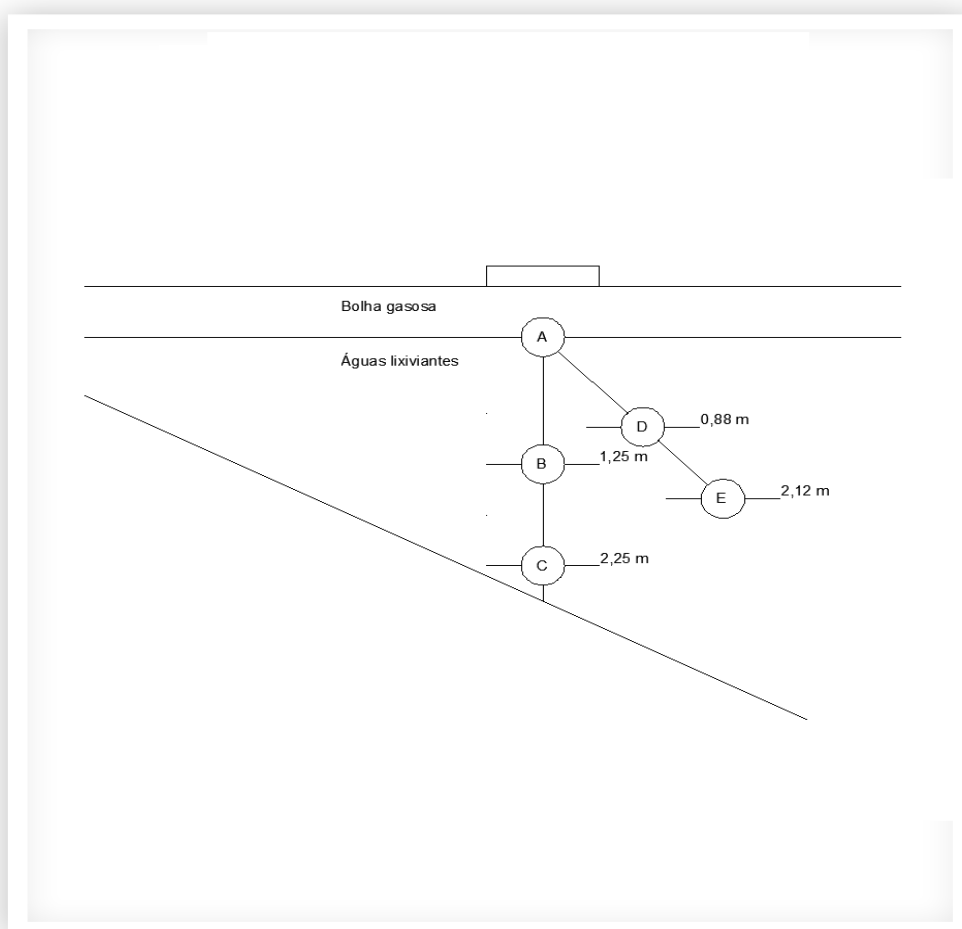


Figura 42 - Esquema de amostragem da 1.ª Campanha

## Segunda campanha

O processo de amostragem foi semelhante à amostragem anterior, introduzindo-se uma única variante, tendo em conta as profundidades que se conseguiram obter neste novo local.

Foram recolhidas amostras apenas na vertical, às profundidades de 1, 2, 3 e 4 metros (figura 43).

As determinações foram igualmente feitas, com o oxigénio dissolvido determinado “*in situ*” e os restantes parâmetros determinados laboratorialmente, nos mesmos termos da anterior campanha.

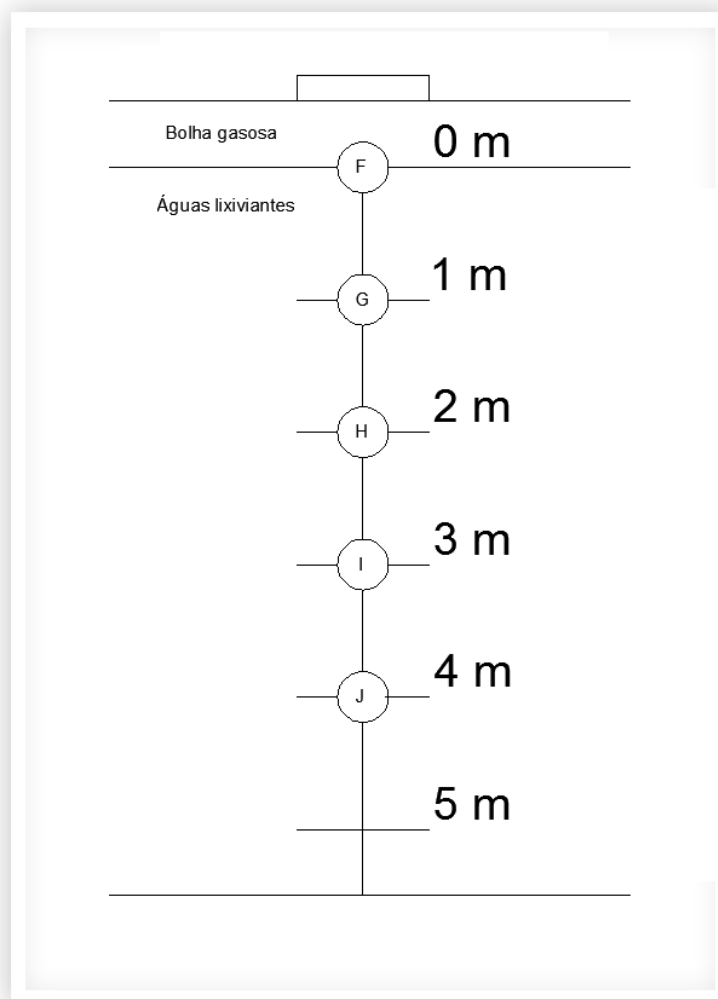


Figura 43 - Esquema de amostragem da 2.<sup>a</sup> Campanha

### 6.3.1.2 Determinação dos parâmetros

Após execução do plano de trabalhos, com a coleção de amostras de lixiviado às diferentes profundidades, foi necessário proceder ao seu processamento laboratorial, associado à determinação dos parâmetros requeridos.

Este processo laboratorial foi realizado no laboratório de hidráulica da Universidade do Algarve, Campus da Penha.

Em seguida, será abordado o método laboratorial que permitiu a obtenção dos parâmetros.



Figura 44 - Acompanhamento das atividades laboratoriais

### Condutividade

A condutividade elétrica foi determinada através do método PEF 003/03, com utilização do aparelho Inolab (figura 45).



Figura 45 - Equipamento condutividade elétrica

### Carência química de Oxigênio (CQO)

Para obtenção do parâmetro CQO recorreu-se ao método SMEWW 5220 D, que foi realizado com recurso ao kit AL200 COD da Aqualytic (figura 46), sendo apenas necessário a efetuar uma pipetagem de 2mL de amostra por tubo do kit.

Depois da pipetagem, o tubo é colocado num reator aquecido TR 320 da Merck (figura 47) e, posteriormente, analisado num fotómetro.

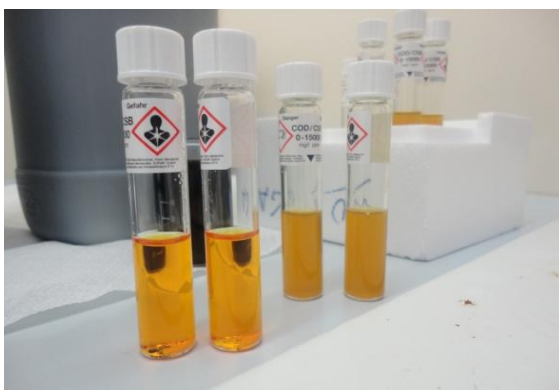


Figura 46 - Tubos do kit AL200 COD



Figura 47 - Reator aquecido TR320

### CBO<sub>5</sub>

Para a determinação do parâmetro CBO<sub>5</sub> seguiu-se o método SMEWW 5210D, tendo-se procedido à adição de 21,7mL de amostra para um recipiente, juntamente com 1 gota de um inibidor de nitrificação e 2 gotas de KOH e, na colocação de uma tampa com um sensor de pressão (Figura 48).

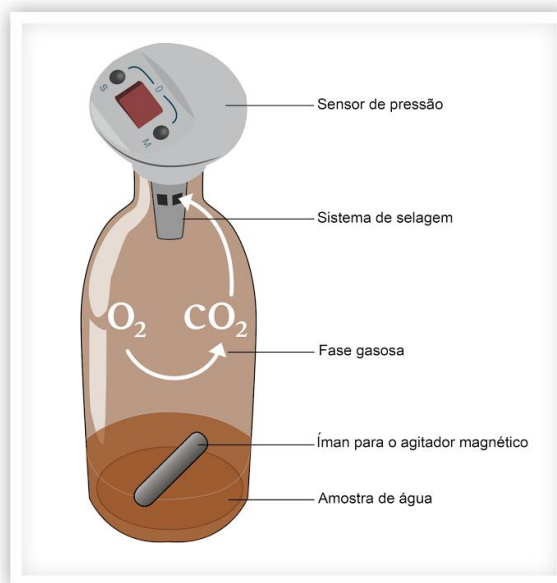


Figura 48 - Funcionamento de uma garrafa de deteção de CBO<sub>5</sub>

Este recipiente deve ser completamente selado de modo a que o sensor capte as diferenças de pressão que ocorrem no seu interior.

Após 5 dias, tendo em conta a diferença de pressão é possível saber qual o valor da  $CBO_5$  (figura 49).



Figura 49 - Garrafas para determinação do CBO

### 6.3.2 Eficiência do processo de tratamento

A mudança das condições de funcionamento da lagoa e a possível modificação das características do lixiviado podem afetar o processo de tratamento alterando os seus graus de eficiência para os diferentes parâmetros podendo por em causa o cumprimento dos limites de descarga para o efluente tratado.

Deste modo deve ser feito um levantamento de todas as eficiências de tratamento para os parâmetros em estudo, de forma a verificar se as suas eficiências de remoção pelo processo de tratamento tenham sofrido mudanças.

## Capítulo 7 - Resultados

---

### 7.1 Ambiente

#### 7.1.1 Águas pluviais

Com a impossibilidade de recolher mais dados sobre a precipitação captada, devido à não existência de monitorização e por não ter ocorrido qualquer precipitação durante o período da elaboração da dissertação, foi necessário calcular o potencial de captação de águas pluviais que a cobertura consegue captar, utilizando os dados da estação meteorológica existente no aterro. Este cálculo foi efetuado através da seguinte equação:

$$\text{Potencial de captação (m}^3\text{)} = \text{Área superficial da lagoa (m}^2\text{)} \times (\text{Precipitação (mm)} \times 0,001)$$

Foi apenas possível obter os dados de duas datas: de 29.049 m<sup>3</sup> a 19 de Novembro de 2014 e 29.764 m<sup>3</sup> a 20 de Maio de 2015, ou seja, num período de aproximadamente 6 meses foram captados 715 m<sup>3</sup> de águas pluviais

Os resultados obtidos apresentam-se no seguinte quadro:

Quadro 16 - Potencial de captação de águas pluviais

Ano	2010	2011	2012	2013	2014
Potencial de captação (m <sup>3</sup> )	1194	464	439	846	359

Os valores obtidos para os anos de 2010, 2011 e 2012 são meramente estimativas, para demonstrar os valores que podiam ser conseguidos caso a cobertura flutuante estivesse instalada nesses anos, pois a cobertura flutuante só foi instalada no segundo semestre de 2012.

#### 7.1.2 Odores

Através da análise elaborada pela WEDOTECH, em 2014, procedeu-se à caracterização das emissões gasosas, a montante do biofiltro.

Esta caracterização foi realizada numa toma única existente na conduta de entrada de ar, no biofiltro.

Quadro 17 - Caracterização das emissões gasosas a montante do biofiltro

Parâmetro	Unidades	Valor
Temperatura do ar	° C	24,9
Humidade do ar	%	91,1
Velocidade do ar	m.s <sup>-1</sup>	5,6
Caudal de ar	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>	1570,3
Tempo de residência do ar	s	52
Teor em H <sub>2</sub> S	ppmv	310
Teor em amoníaco	ppmv	5
Teor em mercaptanos totais	ppmv	<0,1

## 7.2 Economia

### 7.2.1. Energia

Em termos energéticos, foram obtidos os consumos e custos do posto de transformação que abastece a osmose. Os dados obtidos são apresentados na seguinte figura:

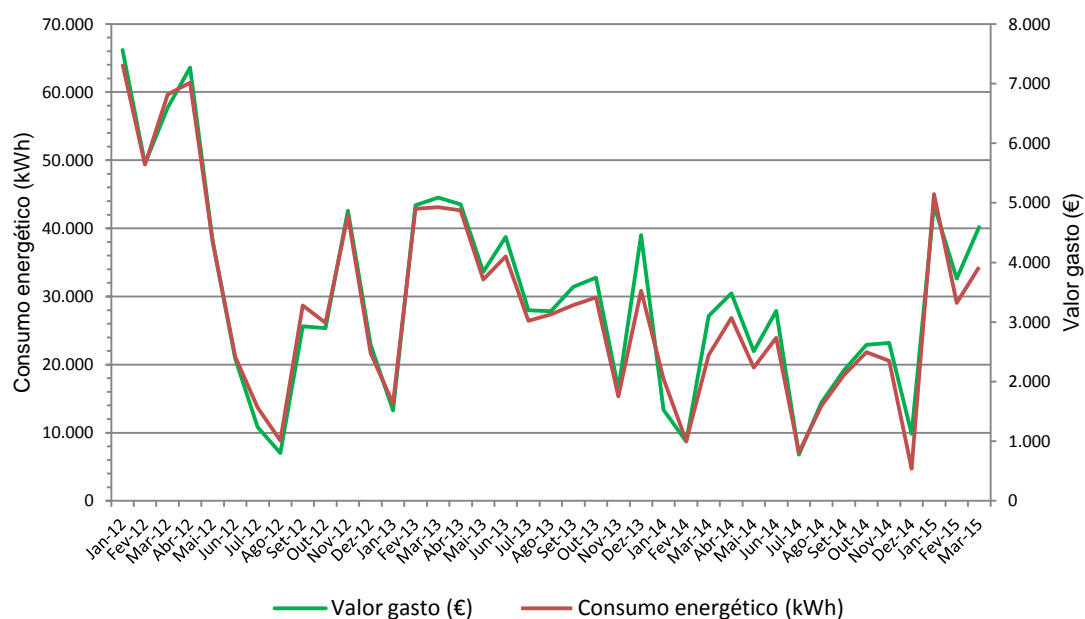


Figura 50 - Valores gasto em função dos consumos energéticos da ETAL

Para avaliação das alterações nos consumos, apresenta-se, no gráfico seguinte, os valores de energia consumida (kWh) e o caudal de água tratado durante o respetivo período. Deve recordar-se que o valor de energia consumida corresponde ao consumo do dia 15 de um mês ao dia 15 do mês seguinte.



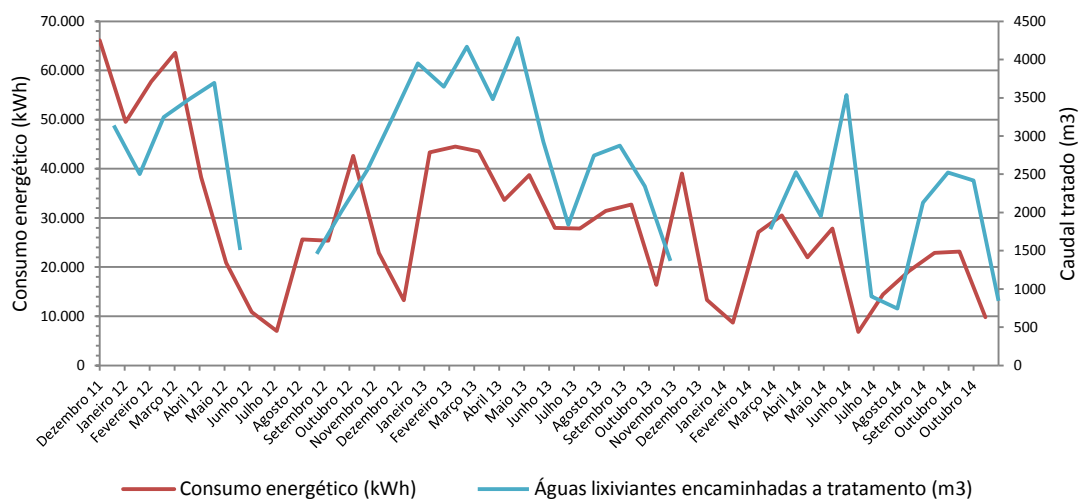


Figura 51 - Consumos energéticos e caudais de águas lixiviantes afluentes à ETAL

Os valores em falta relativos às águas lixiviantes encaminhadas para tratamento na figura 51 e 52, devem-se a operações de manutenção na osmose inversa.

### 7.2.2 Custo energético de tratamento

Com os dados de caudais encaminhados para tratamento e o custo mensal da eletricidade é possível calcular, em termos energéticos, o custo por metro quadrado de água tratada.

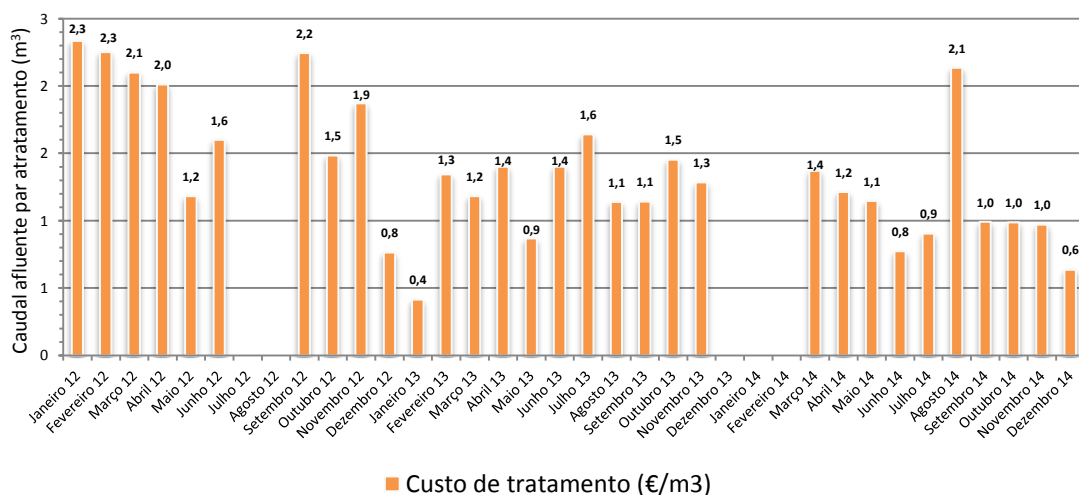


Figura 52 - Custo energético em função do caudal tratado

### 7.2.3 Valorização energética das emissões gasosas

O procedimento de amostragem foi direto e simples. Tendo apenas sido necessário colocar o aparelhos nos locais com pontos de amostragem e retirar as medições feitas pelo aparelho. Os resultados estão apresentados no seguinte quadro.

Quadro 18 - Resultados da amostragem dos emissões gasosas no sistema

Dia de amostragem	Hora de amostragem	temperatura (°C)	Local	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	Resto (%)	H <sub>2</sub> (ppm)	CO (ppm)	H <sub>2</sub> S (ppm)	P <sub>atm</sub> (mb)	Nota
Dia 1	16h00	27	Local A	1,3	76,5	0,4	21,8	Low*	>>>>*	>>>>*	1010	Extração ar parada
	16h00	27	Local B	0,4	1,3	19,8	78,5	Low*	>>>>*	430	1010	
	17h00	27	Local A	1,2	78,8	0,4	19,6	Low*	>>>>*	>>>>*	1010	Extração ar a funcionar
	17h00	27	Local B	0,4	0,5	20,3	78,8	Low*	>>>>*	270	1010	
Dia 2	11h30	28	Local A	1,5	78,5	0,7	19,3	Low*	>>>>*	>>>>*	1016	Extração ar a funcionar
	11h30	28	Local B	0,3	0,5	20,1	79,1	Low*	>>>>*	>>>>*	1016	

\* Fora dos limites de detecção do aparelho

## 7.3 Exploração/Manutenção da ETAL

### 7.3.1 Características do lixiviado

Sabendo que os a recolha de amostras de lixiviado faz parte da monitorização a cumprir na licença ambiental do aterro, recolheu-se os dados pertencentes aos vários parâmetros amostrados dos lixiviados da lagoa de regularização. Estes resultados estão apresentados no quadro 19.

Quadro 19 - Valores médios anuais dos vários parâmetros monitorizados das águas lixivantes

Parâmetros	Unidades	Pré cobertura			Pós cobertura	
		2010	2011	2012	2013	2014
pH	E. Sorensen	8,2	8,2	8,2	8,0	7,85
Condutividade	mS/cm	31,8	46,0	46,8	39,2	41,25
CQO	g/L O <sub>2</sub>	11,4	20,1	14,3	10,6	14
Cloretos	g/L Cl	6,4	9,6	8,4	7,5	7,9
CBO <sub>5</sub>	mg/L O <sub>2</sub>	1.870	3.088	1.594	1.350	1.565
SST	g/L	0,6	1,1	1,4	0,3	0,505
Azoto Amoniacal	g/L NH <sub>3</sub>	4,0	4,4	7,3	4,8	3,85
Fosforo total	m/L P	29,0	30,7	33,8	29,6	28,5
Azoto total	mg/L	4,0	3,6	6,1	-*	4,55
COT	g/L C	2,4	5,1	3,4	2,8	4,9
Nitratos	mg/L	27,0	37,5	-*	-*	-*
Nitritos	mg/L	1,0	1,3	1,2	1,0	0,1
Sulfatos	mg/L	836	1.486	2.550	2.550	100
Sulfuretos	g/L	160	839	2.650	2.100	1.400
Ferro	mg/L	14,3	16,6	8,6	7,4	17,9

\* Valores não considerados devido a erros de redação/medição/obtenção

### 7.3.1.1 Resultados da primeira campanha

Os resultados obtidos apresentam-se nos seguintes quadros:

Quadro 20 - Resultados da amostragem vertical no local A

Parâmetro	Unidade	Identificação da Amostra		
		Amostra A	Amostra B	Amostra C
Profundidade real	m	0	1,25	2,25
Altura do líquido	m	5,5	4,25	3,25
Oxigénio dissolvido	% O <sub>2</sub>	1,5	1,4	1,2
Azoto amoniacal	g/L NH <sub>4</sub>	4,7	4,5	4,9
CBO <sub>5</sub> (20 °C)	mg/L O <sub>2</sub>	650	700	750
CQO	g/L O <sub>2</sub>	11	11	12
Condutividade(20 °C)	mS/cm	40	42	42
SST	mg/L	566	544	584

Quadro 21 - Resultados da amostragem na diagonal no local A

Parâmetro	Unidade	Identificação da Amostra	
		Amostra D	Amostra E
Profundidade real	m	0,88	2,12
Altura do líquido	m	4,62	3,38
Azoto amoniacal	g/L NH <sub>4</sub>	5,3	3,9
CBO <sub>5</sub> (20 °C)	mg/L O <sub>2</sub>	600	600
CQO	g/L O <sub>2</sub>	12	12
Condutividade(20 °C)	mS/cm	42	42
SST	mg/L	558	622

### 7.3.1.2 Resultados da segunda campanha

Os resultados referentes a segunda campanha encontram-se no quadro seguinte:

Quadro 22 - Resultados da amostragem da 2.ª Campanha

Parâmetro	Unidade	Identificação da Amostra				
		Amostra F	Amostra G	Amostra H	Amostra I	Amostra J
Profundidade real	m	0	1	2	3	4
Altura do líquido	m	5,5	4,5	3,5	2,5	1,5
Oxigénio dissolvido	% O <sub>2</sub>	2,5	1	0,9	1	2
Azoto amoniacal	g/L NH <sub>4</sub>	5,4	5,1	4,7	5,8	5,5
COT	g/L C	5,25	5,38	5,14	7,15	7,46
CBO <sub>5</sub> (20 °C)	mg/L O <sub>2</sub>	1300	1400	1100	1300	2050
CQO	g/L O <sub>2</sub>	11	12	12	13	14
Condutividade(20 °C)	mS/cm	41	41	42	46	53
SST	mg/L	606	604	681	693	902

## Capítulo 8 - Discussão de resultados

Após a obtenção dos resultados referidos na presente dissertação, deve proceder-se à sua análise, para validação de conclusões relativas à aplicação de uma cobertura flutuante na lagoa de regularização.

### 8.1 Ambiente

#### 8.1.1 Águas pluviais

Tendo em conta o potencial de captação de águas pluviais calculado (quadro 23), consegue verificar-se um desvio médio de cerca de 2% do caudal total para tratamento, ao serem captadas as águas pluviais.

Embora tratando-se de um valor baixo em relação ao caudal afluente, permite a utilização do volume útil da lagoa exclusivamente para águas lixivantes, tornando desnecessário o tratamento das águas pluviais.

Quadro 23 - Desvio das águas pluviais da ETAL

Ano	Pré cobertura			Pós cobertura	
	2010	2011	2012	2013	2014
Caudal afluente lixiviado (m <sup>3</sup> )	51724	39550	26842	34483	19815
Águas pluviais (m <sup>3</sup> )	1194	464	439	846	359
Percentagem (%)	2%	1%	2%	2%	2%

Em termos económicos, os valores obtidos são insignificantes, quer pela consideração dos valores gastos em água de rede quer ao facto da instalação possuir atualmente 2 furos, para os quais está autorizada a utilizar sem custos, desde que, dentro determinados limites.

Quadro 24 - Poupanças anuais em águas de serviço (preço de mercado de 0,5€/m<sup>3</sup>)

Ano	Pré cobertura			Pós cobertura	
	2010	2011	2012	2013	2014
Águas pluviais (m <sup>3</sup> )	1194	464	439	846	359
Poupança anual (€)	597	232	220	423	179

Do ponto de vista ambiental, pode entender-se este processo de captação de águas pluviais como uma medida útil, pela minimização da utilização de águas subterrâneas, adotando-se assim uma gestão mais responsável das águas de serviço.

Quadro 25 - Poupança utilizando águas pluviais para reduzir o consumo de águas subterrâneas

Ano	Pré cobertura			Pós cobertura	
	2010	2011	2012	2013	2014
Água subterrâneas extraídas (m <sup>3</sup> )	1913	5817	5967	5050	5700
Águas pluviais (m <sup>3</sup> )	1194	464	439	846	359
Porcentagem (%)	62%	8%	7%	14%	6%

### 8.1.2 Odores

De todos os parâmetros amostrados o valor mais preocupante é a concentração de H<sub>2</sub>S que apresenta um valor de 301 ppmv, que é uma concentração bastante elevada.

Segundo Correia (2002), concentrações a partir de 300 ppmv de H<sub>2</sub>S podem causar edema pulmonar, que é uma acumulação de fluido nos pulmões que diminui a eficiência das trocas gasosas (O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>) podendo resultar em insuficiência respiratória que por sua vez pode ser fatal.

Quadro 26 - Efeitos nos seres humanos da exposição a H<sub>2</sub>S (Correia, M 2002)

Concentração de H <sub>2</sub> S (ppmv)	Efeito nos seres humanos
0,1	Odor detetável
3	Odor ofensivo
10	Dor de cabeça, náusea, garganta e olhos irritados
50	Danos nos olhos
100	Perda de olfato, conjuntivites, dificuldades respiratórias
300	Edema pulmonar
500	Forte estimulação nervosa
500 - 700	Perda de consciência e possibilidade de morte em 30-60 minutos
700 - 1000	Perda de consciência rápida
1000 - 2000	Colapso respiratório imediato, paralisia, morte em alguns minutos

## **8.2 Economia**

### **8.2.1 Energia elétrica**

Após a observação do quadro 51, consegue observar-se uma tendência descendente nos consumos energéticos da ETAL.

Tendo em conta que a instalação da cobertura flutuante foi feita em Junho de 2002, consegue ver-se que no período anterior o consumo rondava entre os 50MWh e os 60MWh mas após a instalação os consumos flutuam entre os 20MWh e os 40MWh. Sendo assim pode verificar-se que o gasto energético da ETAL diminuiu com a aplicação da cobertura.

Este facto deve-se primariamente à remoção dos arejadores que existiam na lagoa.

### **8.2.2 Custo energético do tratamento**

Em relação ao custo de tratamento, que é um dos indicadores mais importantes de modo a fazer a gestão mais eficiente da ETAL, pode verificar-se que este passou de valores a rondar os 2€ por m<sup>3</sup> para valores a rondar o 1,5 € por m<sup>3</sup>.

Logo a aplicação da cobertura permitiu reduzir o custo de tratamento, em termos energéticos, em 25%.

### **8.2.3 Valorização energética das emissões gasosas**

Para valorizar energeticamente um biogás este deve possuir valores de metano (CH<sub>4</sub>) entre os 45 e 60%, entre outros valores. As amostragens feitas às emissões gasosas mostram que em nenhum local é possível obter valores de metano (CH<sub>4</sub>) superiores a 2%, sendo que a composição do gás é maioritariamente composta por CO<sub>2</sub> (78%) no local A e outros componentes (78%) no local B.

Tendo isto em conta não é possível valorizar energeticamente este biogás devido a não possuir as características necessárias.

## **8.3 Exploração/Manutenção da ETAL**

### **8.3.1 Características do lixiviado**

A realização de duas campanhas de amostragem permitiu compreender o funcionamento interno da lagoa, caracterizando a mesma com resultados dos parâmetros amostrados. Seguidamente, procede-se à sua análise, tendo em conta a sua concentração nas diferentes

profundidades, para além de se proceder à identificação de potenciais alterações ao funcionamento do sistema.

Os valores obtidos para o oxigénio dissolvido estão apresentados em percentagem de  $O_2$ , o que significa que os valores podem ir da ausência de oxigénio (0%) até a concentração de saturação de oxigénio na água (100%), que corresponde a  $15 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Os valores observados decrescem com a profundidade, transmitem a informação de que a lagoa, que funcionava em condições aeróbias, por agitação dos arejadores, após a cobertura, passou a funcionar em condições de anaerobiose.

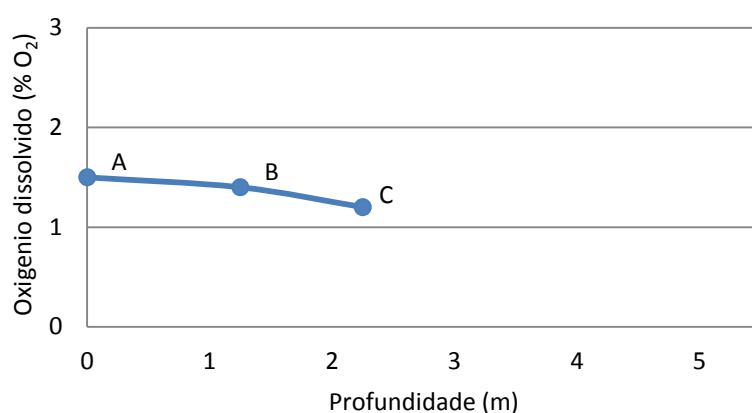


Figura 53 - Valores obtidos de oxigénio dissolvido na 1.ª campanha de amostragem

Na segunda campanha (cfr. figura 54) confirmam-se os baixos valores obtidos na primeira campanha, reforçando a afirmação feita anteriormente.

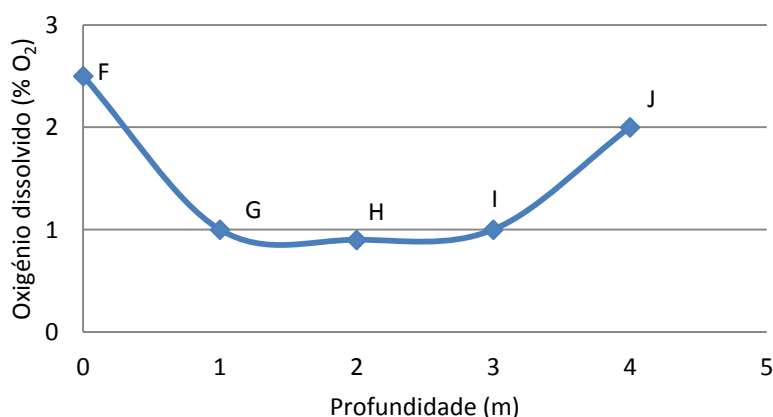


Figura 54 - Valores obtidos para o oxigénio dissolvido na 2.ª campanha de amostragem

Quando os valores de SST nas águas lixiviantes são elevados pode ocorrer uma alteração na eficiência dos filtros de areia e dos filtros de cartuxo, devido ao aumento da probabilidade de colmatção dos filtros causada por estes sólidos, o que diminui a sua eficiência de processo.

No presente estudo, é expectável que, devido às novas condições de funcionamento da lagoa, os valores de SST tenham tendência para aumentar com o aumento da profundidade, observando-se valores mais concentrados na parte inferior da lagoa, que podem dar origem à formação de lamas. Pela leitura dos valores apresentados no gráfico seguinte, obtidos pela amostragem realizada na caixa localizada ao centro da lagoa, comprova-se a tendência esperada. Os valores obtidos aumentam com a profundidade da massa de água, verificando-se concentrações 50% superiores às da superfície, obtendo-se valores de cerca de 900 mg.L<sup>-1</sup> à profundidade de 4 metros, admitindo-se valores ainda mais elevados a maiores profundidades.

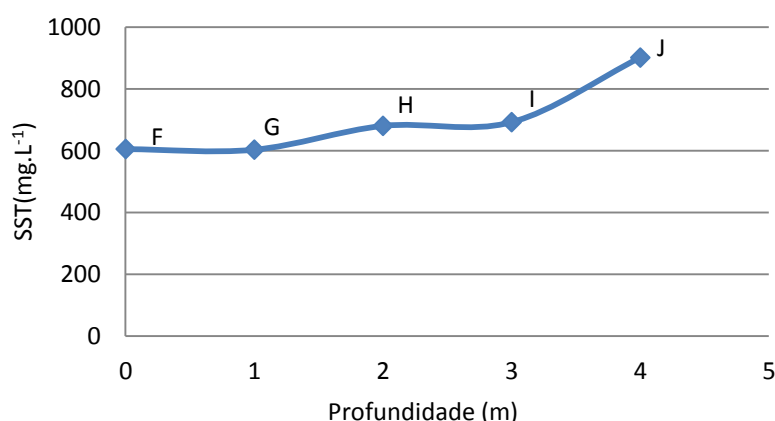


Figura 55 - Valores obtidos para os SST na 2.ª campanha de amostragem

Os valores obtidos na 1.ª campanha de amostragem (figura 56) sustentam esta tendência, verificando-se valores bastante inferiores aos obtidos antes da aplicação da cobertura.

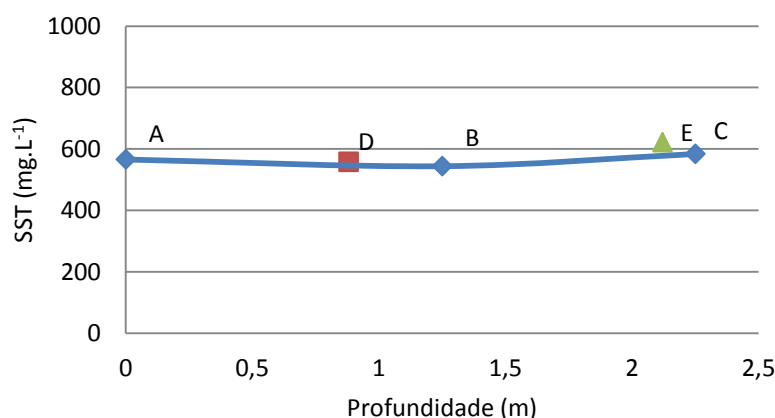


Figura 56 - Valores obtidos para os SST na 1.ª campanha de amostragem

A condutividade encontra-se relacionada com o teor de sólidos dissolvidos totais (SDT) nas águas lixivantes, sendo assim é um parâmetro relevante em sistemas de tratamento por osmose inversa. A condutividade afeta diretamente a eficiência de processo da osmose



inversa, na medida em que quanto maior for a condutividade menor será a eficiência de processo das membranas da osmose inversa, porque a osmose inversa tem como principal função a remoção de todos os sólidos que não tenham conseguido ser removidos nas duas etapas de filtração anteriores, que são nomeadamente SDT, e, caso exista um valor de condutividade muito elevado significa que o esforço das membranas será maior, aumentando a probabilidade de colmatção das mesmas.

Tal como os SST, a condutividade tende a aumentar com a profundidade, uma vez que os SDT têm tendência para sedimentar, caso as condições sejam favoráveis, embora a um ritmo muito inferior aos SST, devido ao seu peso. Enquanto que na figura 58 é possível observar que não existe variação da condutividade com a profundidade

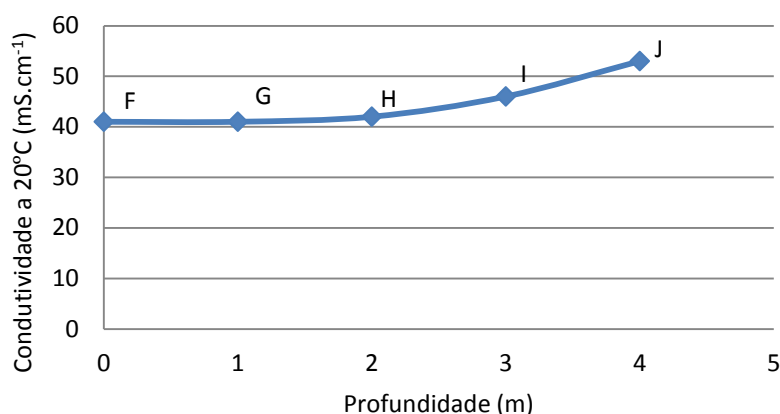


Figura 57 - Valores obtidos para a condutividade a 20°C na 2.ª Campanha de amostragem

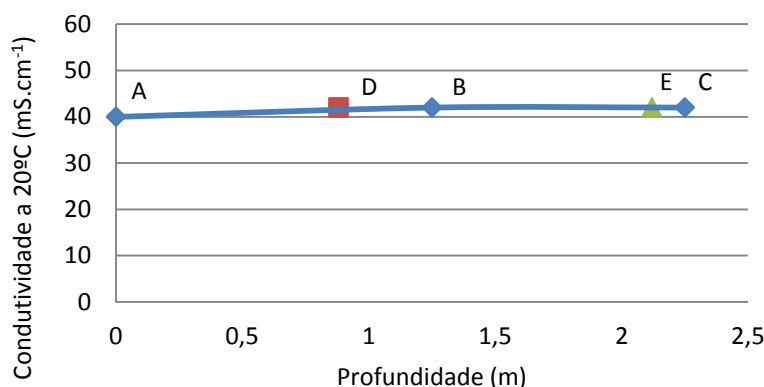


Figura 58 - Valores obtidos para a condutividade a 20°C na 1.ª Campanha de amostragem

Em relação ao carbono orgânico total (COT), o facto de estas águas serem provenientes das células de um aterro sanitário, explica a sua elevada concentração. Tal como os restantes parâmetros, o COT tende a aumentar com a profundidade da massa de água.

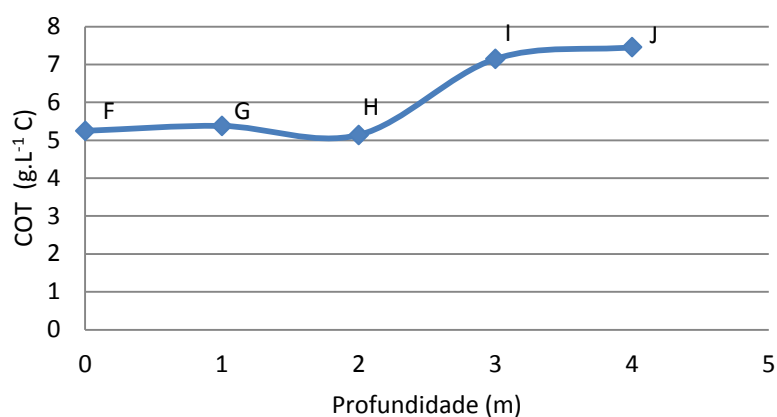


Figura 59 - Valores obtidos para COT na 2.<sup>a</sup> campanha de amostragem

Sabendo-se que, grande parte do carbono se encontra a maior profundidade, era previsível que os parâmetros obtidos da CBO<sub>5</sub> e do CQO, também apresentem semelhante disposição. Pela análise das figuras 60 e 61, confirma-se que os valores de CBO<sub>5</sub> e CQO também tendem a aumentar com a profundidade da massa de água.

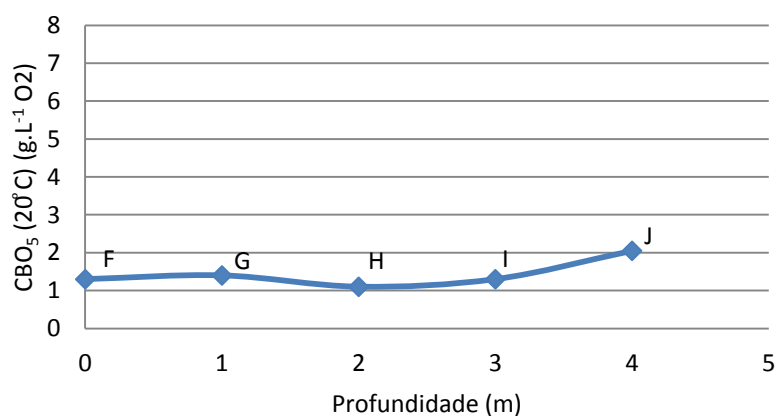


Figura 60 - Valores obtidos para CBO<sub>5</sub> na 2.<sup>a</sup> Campanha de amostragem

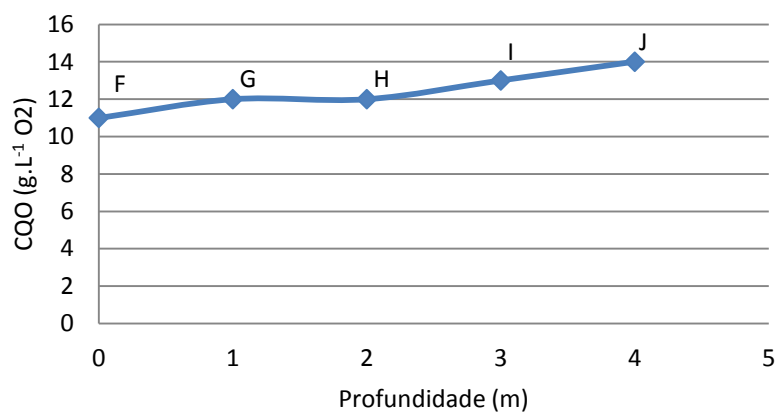


Figura 61 - Valores obtidos para CQO na 2.<sup>a</sup> Campanha de amostragem

Ambos os parâmetros se conservam dentro da gama de valores observados ao longo dos anos, situando-se entre 1,4 g.L<sup>-1</sup> (2013) e 3,1 g.L<sup>-1</sup> (2011) para o CBO<sub>5</sub> e entre 10,6 g.L<sup>-1</sup> (2013) a 20 g.L<sup>-1</sup> (2011) para o CQO. O mesmo acontece para as amostragens realizadas durante a primeira campanha. (Vd. figuras 62 e 63).

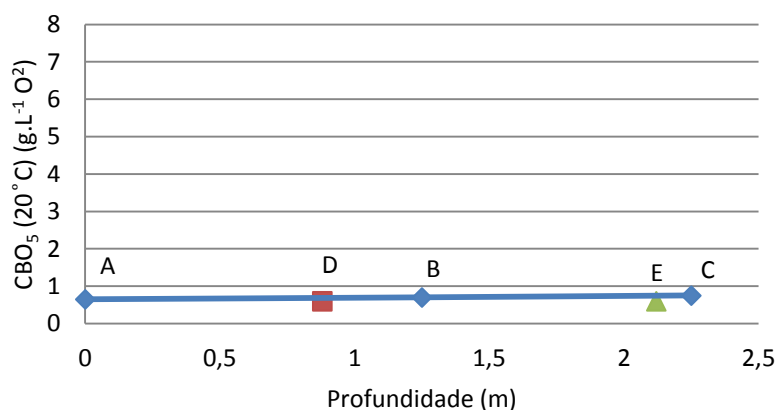


Figura 62 - Valores obtidos para CBO<sub>5</sub> na 1.<sup>a</sup> Campanha de amostragem

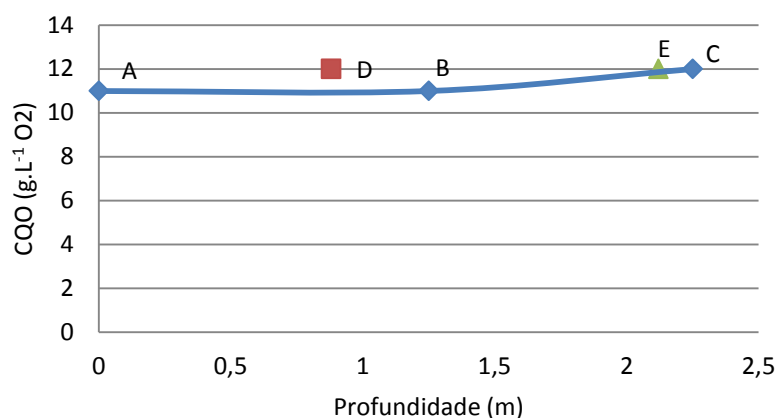


Figura 63 - Valores obtidos para CQO na 1.<sup>a</sup> Campanha de amostragem

A grande variação entre a CBO<sub>5</sub> e a CQO vai dar origem a relações de CBO<sub>5</sub>/CQO bastante baixas, indicando uma baixa biodegradabilidade do lixiviado. Para lixiviados de baixa biodegradabilidade, é muito complicado atingir as eficiências de remoção necessárias com recurso à utilização de tratamentos de ordem biológica, devendo, como método mais eficaz, optar-se por um método físico de tratamento, como é o caso da solução de tratamento atual (osmose inversa). No entanto, considerando que os valores obtidos de carbono orgânico total chegam a ser cerca de 4 vezes superiores aos valores de CBO<sub>5</sub>, este facto pode significar que o carbono orgânico presente no lixiviado seja de difícil degradação.

Nestas condições, torna-se necessário a determinação da  $CBO_{21}$ , correspondente à oxidação bioquímica de 90% do carbono orgânico, o que permitirá obter uma melhor compreensão sobre a verdadeira biodegradabilidade destas águas lixivantes.

Sabendo que todas as amostragens presentes nos Relatórios Ambientais Anuais, quer pré quer pós cobertura, foram feitas à superfície, elaborou-se o seguinte quadro resumo com todos os valores médios obtidos a superfície da lagoa, tendo por objetivo facilitar a sua comparação:

Quadro 27 - Evolução das características do lixiviado

Parâmetros	Unidades	Pré cobertura			Pós cobertura			
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2015
							1.ª Campanha	2.ª Campanha
$CBO_5$	$g.L^{-1}O_2$	1.9	3.1	1.6	1.3	1.6	0.6	1.3
CQO	$g.L^{-1}O_2$	11.6	20.1	14.3	10.6	14	11	11
COT	$g.L^{-1}C$	2,4	5,1	3,4	2,8	4,9	-	5,2
Condutividade	$mS.cm^{-1}$	31,8	46	46,8	39,2	41,2	40	41
SST	$mg.L^{-1}O_2$	600	1100	1400	300	505	566	606
Azoto Amoniacal	$g.L^{-1}NH_3$	4	4,4	7,3	4,8	3,8	4,7	5,4
$CBO_5/CQO$	-	0,16	0,15	0,11	0,13	0,11	0,06	0,12

Tal como referido anteriormente, não é possível identificar nenhuma alteração significativa dos parâmetros em estudo.

As razões de  $CBO_5/CQO$  apresentadas no quadro anterior indiciam que, comparativamente ao quadro 28, o aterro se trata de um aterro velho. No entanto, o aterro em causa é relativamente recente, pois possui duas células seladas (2002 e 2011) e uma em exploração, iniciada em 2011.

Quadro 28 - Razão de  $CBO_5/CQO$  por idade de aterros sanitários (Tchobanoglous, 1993)

Parâmetro	Aterro novo	Aterro velho
	<2 Anos	>10 Anos
$CBO_5/CQO$	0,5-1	0,05-0,2

## Capítulo 9 - Conclusões

---

### 9.1 Conclusões da dissertação

A análise e discussão dos resultados obtidos permite concluir que, a curto prazo:

- Não se verificaram alterações significativas ao nível dos parâmetros principais das águas lixivantes com a aplicação da cobertura, não tendo sido afetada significativamente a eficiência de processo da solução tratamento existente (osmose Inversa);
- A cobertura impediu a propagação dos odores, através da contenção das emissões gasosas produzidas pela lagoa, que são agora encaminhadas para tratamento, fator determinante para a melhoria do meio ambiente e do bem-estar social, traduzindo-se a curto prazo, na redução do número de queixas apresentadas e concedendo um ambiente de trabalho mais seguro aos funcionários, junto da ETAL.
- As alterações introduzidas, permitiram de igual modo, a redução de custos de energia, com a redução de 25% das despesas em eletricidade na ETAL, através da captação das águas pluviais e do desvio deste caudal, possibilitando em exclusivo, o tratamento das águas lixivantes.

A aplicação de uma cobertura flutuante em lagoas de regularização traduz-se numa mais-valia, ao permitir melhorias ao nível social, ambiental e económico à ETAL, o que torna este procedimento aconselhável/viável, para casos que apresentem problemas semelhantes.

### 9.2 Desenvolvimentos futuros

No sentido de se garantir a total fiabilidade desta solução, torna-se necessário um estudo sobre as consequências da aplicação deste tipo de coberturas a longo prazo, através do acompanhamento das características do lixiviado e da sua disposição na massa de água.

Em paralelo, deve proceder-se a uma monitorização cuidada das eficiências de processo dos diferentes órgãos do sistema que possam ser afetados, nomeadamente os filtros de areia, os filtros cartuxo e a osmose inversa.

A formação de lamas, em resultado de valores de SST mais concentrados na parte inferior da lagoa, deve também ser devidamente estudada neste tipo de lagoa cobertas, considerando que a sua acumulação pode originar problemas à normal exploração da lagoa, sendo necessário definir um plano para a extração das mesmas.

## Referencias Bibliográficas

---

Achá, D., Hintelmann, H., Yee, J. (2011). Importance of sulfate reducing bacteria in mercury methylation and demethylation in periphyton from Bolivian Amazon region. *Chemosphere* 82, pp. 911-916.

ALGAR. (2010). *Relatório Anual Ambiental do aterro sanitário do Barlavento algarvio*. Portimão

ALGAR. (2011). *Relatório Anual Ambiental do aterro sanitário do Barlavento algarvio*. Portimão

ALGAR. (2012). *Relatório Anual Ambiental do aterro sanitário do Barlavento algarvio*. Portimão

ALGAR. (2013). *Relatório Anual Ambiental do aterro sanitário do Barlavento algarvio*. Portimão

ALGAR. (2014). *Relatório Anual Ambiental do aterro sanitário do Barlavento algarvio*. Portimão

ALGAR. (2015). *Mapa de infraestruturas*.

Disponível em: <http://www.algar.com.pt/pt/oact20120215.htm> (Acedido em: Abril de 2015)

Altas, , L., Büyükgüngör, H. (2008). Sulfide removal in petroleum refinery wastewater by chemical precipitation. *J. Hazard. M* 153, pp. 462-469.

APA. (2015). *Taxa de Gestão de Resíduos*.

Disponível em : <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=1118>

(Acedido em: Maio de 2015)

Asakawa, S., Morii, H., Akagawa-Matsushita, M., Koga, Y., Hayano, K. (1993). Characterization of *Methanobrevibacter arboriphilicus* SA isolated from a paddy field soil and DNA hybridization among *M. arboriphilicus* strains. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 43, pp. 683-686.

Azabou, S., Mechichi, T., Patel, B.K.C., Sayadi, S. (2007). Isolation and characterization of a mesophilic heavy-metals-tolerant sulfate-reducing bacterium *Desulfomicrobium* sp. from an enrichment culture using phosphogypsum as a sulfate source. *J.Hazard. M*140, pp. 264-270.

Bio Triad. (2009). *Vapor Phase Odor Control*.

Disponível em: : [http://www.biotriad.com/literature/Vapor\\_Open\\_Tank\\_Treatment.pdf](http://www.biotriad.com/literature/Vapor_Open_Tank_Treatment.pdf)

(Acedido em: Junho de 2015)

Cabeças, A. (s.d.). *Sebenta académica sobre aterros sanitários*. Lisboa

Chugh, S., W. Clarke, P. Pullammanappallil and V. Rudolph, (1998). Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. *Waste Manage. Res*, 16. pp. 564-573.

Clanton, C., Schmidt, D., Jacobson, L., Nicolai, R., Goodrich, P., Janni, J. (1999). Swine manure storage covers for odor control. *Applied Engineering in Agriculture* 15 (5), pp. 567-572.

Clanton, C., Schmidt, D., Nicolai, R., Jacobson, L., Goodrich, P., Janni, J., Bicudo, J. (2001). Geotextile fabric-straw manure storage covers for odor, hydrogen sulfide, and ammonia control. *Applied Engineering in Agriculture* 17 (6), pp. 849-858.

Cook, K.L., Rothrock Jr., M.J., Lovanh, N., Sorrell, J.K., Loughrin, J.H. (2010). Spatial and temporal changes in the microbial community in an anaerobic swine waste treatment lagoon. *Anaerobe* 16, pp. 74-82.

Correia, M. (2002). *Sistemas públicos de saneamento de águas residuais urbanas*. IDICT. Lisboa

Diamadopoulos, E., Samaras, P., Dabou, X., Sakellariopoulos, G.P. (1997). Combined treatment of leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.*, 36. pp. 61-68.

El-Fadel M., Bou-Zeida, E., Chahineb, W., Alaylic, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22, pp.270

Eurofins. (2015). *Definição de odores*.

Disponível em: <http://www.eurofins.pt/ambiente/olfactometria.aspx>

(Acedido em: Julho de 2015)

Farquhar, G.J. (1989). Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16(3). pp. 317-325.

Ferrari, A., Brusa, T., Rutili, A., Canzi, E., Biavati, B., (1994). Isolation and characterization of *Methanobrevibacter oralis* sp. nov. *Curr. Microbiol.* 29, pp. 7-12.

Franzmann, P.D., Springer, N., Ludwig, W., Conway De Macario, E., Rohde, M. (1992). A methanogenic Archaeon from Ace Lake, Antarctica: *Methanococcoides burtonii* sp. nov. *Syst. Appl. Microbiol.* 15, pp. 573-581.

Franzmann, P.D., Liu, Y., Balkwill, D.L., Aldrich, H.C., Conway De Macario, E., Boone, D.R. (1997). *Methanogenium frigidum* sp. nov., a psychrophilic, H<sub>2</sub>- using methanogen from Ace Lake, Antarctica. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 47, pp. 1068-1072.

Gibson, G.R., Macfarlane, S., Macfarlane, G.T. (1993). Metabolic interactions involving sulphate reducing and methanogenic bacteria in the human large intestine. *FEMS Microbiol. Ecol.* 12, pp. 117-125.

Guan, G., Zapf, R., Kolb, G., Men, Y., Hessel, V., Loewe, H., Ye, J., Zentel, R. (2007). Low temperature catalytic combustion of propane over Pt-based catalyst with inverse opal microstructure in a microchannel reactor. *Chem. Commun.*, pp. 260-262.

Gutiérrez-Acosta, O.B., Arriaga, S., Escobar-Barrios, V.A., Casas-Flores, S., Almendarez-Camarillo, A. (2012). Performance of innovative PU-foam and natural fiber-based composites for the biofiltration of a mixture of volatile organic compounds by a fungal biofilm. *J. Hazard. M.* 201e202, pp. 202-208.

Hein, G.M. (1964). Odor control by catalytic and high-temperature oxidation. *Ann. New York Acad. Sci.* 116, pp. 656-662.

Hort, C., Gracy, S., Platel, V., Moynault, L. (2012). A comparative study of two composts as filter media for the removal of gaseous reduced sulfur compounds (RSCs) by biofiltration: application at industrial scale. *Waste Manag.* Disponível em:

[http:// www.aces.edu/pubs/docs/A/ANR-1090/](http://www.aces.edu/pubs/docs/A/ANR-1090/) e [http://www.imtek.biz/page/N/CTGY/od\\_lag\\_spr](http://www.imtek.biz/page/N/CTGY/od_lag_spr).  
(Acedido em: Junho de 2015)

Hudson, N., Ayoko, G.A., Collman, G., Gallagher, E., Dunlop, M., Duperouzel, D. (2008). Long-term assessment of efficacy of permeable pond covers for odour reduction. *Bioresour. Technol.* 99, pp. 6409-6418.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Matos, J.S. (2002). The sewer as a bioreactorea dry weather approach. *Water Sci. Technol.* 45, pp. 11-24.

Jameel, P. (1989). The use of ferrous chloride to control dissolved sulfides in interceptor sewers. *Water Pollut. Control J. Fed.* 61, pp. 230-236.

Jefferson, B., Hurst, A., Stuetz, R., Parsons, S.A., (2002). A comparison of chemical methods for the control of odours in wastewater. *Process. Saf. Environ. Prot.* 80, pp. 93-99.



Jiang, Z., Yu, J., Cheng, J., Xiao, T., Jones, M.O., Hao, Z., Edwards, P.P. (2010). Catalytic combustion of methane over mixed oxides derived from CoMg/Al ternary hydrotalcites. *Fuel Process. Technol.* 91, pp. 97-102.

Jigar, E., Sulaiman, H., Asfaw, A., Bairu, A., (2011). Study on renewable biogas energy production from cladodes of *Opuntia ficus indica*. *J. Food Agric. Sci.* 1, pp. 44-48.

JSF hidráulica S.L. (2011). Cubrimiento de uma lagoa de lixiviados no complexo ambiental de Suldouro em Sermonde (Portugal).

Karagiannidis, S., Mantzaras, J., Jackson, G., Boulouchos, K. (2007). Hetero-/homogeneous combustion and stability maps in methane-fueled catalytic microreactors. *Proc. Combust. Inst.* 31, pp. 3309-3317.

Kim, H., Kim, J.Y., Chung, S.J., Xie, Q. (2002). Long-term operation of a biofilter for simultaneous removal of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub>. *Air Waste Manage. Assoc.* 52, pp. 1389-1398.

Kim, W., Hwang, K., Shin, S.G., Lee, S., Hwang, S. (2010). Effect of high temperature on bacterial community dynamics in anaerobic acidogenesis using mesophilic sludge inoculum. *Bioresour. Technol.* 101, pp. S17-S22.

Kotelnikova, S., Macario, A.J.L., Pedersen, K. (1998). *Methanobacterium subterraneum* sp. nov., a new alkaliphilic, eurythermic and halotolerant methanogen isolated from deep granitic groundwater. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 48, pp. 357-367.

Krivushin, K.V., Shcherbakova, V.A., Petrovskaya, L.E., Rivkina, E.M. (2010). *Methanobacterium veterum* sp. nov., from ancient siberian permafrost. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 60, pp. 455-459.

Leadbetter, J.R., Breznak, J.A. (1996). Physiological ecology of *Methanobrevibacter cuticularis* sp. nov. and *Methanobrevibacter curvatus* sp. nov. isolated from the hindgut of the termite *reticulitermes avipes*. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, pp. 3620-3631.

Leadbetter, J.R., Crosby, L.D., Breznak, J.A. (1998). *Methanobrevibacter filiformis* sp. nov., a filamentous methanogen from termite hindguts. *Arch. Microbiol.* 169, pp. 292-298.

Leahy, S.C., Kelly, W.J., Altermann, E., Ronimus, R.S., Yeoman, C.J., Pacheco, D.M., Li, D., Kong, Z., McTavish, S., Sang, C., Lambie, S.C., Janssen, P.H., Dey, D., Attwood, G.T. (2010). The genome sequence of the rumen methanogen *Methanobrevibacter ruminantium* reveals new possibilities for controlling ruminant methane emissions. *PLoS ONE* 5, p. 8926.

Lebrero, R., Rodríguez, E., García-Encina, P.A., Muñoz, R. (2011). A comparative assessment of biofiltration and activated sludge diffusion for odour abatement. *J. Hazard. M.* 190, pp. 622-630.

Lee, S., Yang, K., Hwang, S. (2004). Use of response surface analysis in selective bioconversion of starch wastewater to acetic acid using a mixed culture of anaerobes. *Process. Biochem.* 39, pp. 1131-1135.

Levy, J.Q., Cabeças, A.J. (2006). *Resíduos Sólidos Urbanos - Princípios e Processos*. Associação das Empresas Portuguesas para o Sector do Ambiente, 1.<sup>a</sup> Edição, Abril de 2006.

Lin, T.L.M.a.C. (2002). Description of *Methanobrevibacter gottschalkii* sp. nov., *Methanobrevibacter thaueri* sp. nov., *Methanobrevibacter woesei* sp. nov. and *Methanobrevibacter wolinii* sp. nov. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 52, pp. 819-822.

Liu, Q., Li, M., Chen, R., Li, Z., Qian, G., An, T., Fu, J., Sheng, G., (2009). Biofiltration treatment of odors from municipal solid waste treatment plants. *Waste Manag.* 29, pp. 2051-2058.

Lomans, P.B., Mass, R., Luderer, R., Op den Camp, H.J.M., Pol, A., Van der Drift, C., Vogels, D.G. (1999). Isolation and characterization of *Methanomethylovorans hollandica* gen. nov., sp. nov., isolated from freshwater sediment, a methylotrophic methanogen able to grow on dimethyl sulfide and methanethiol. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, pp. 3641-3650.

MAOT (1999). *Plano Estratégico Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU)*. Ministério Ambiente e Ordenamento Território. Reedição 1999. Lisboa.

MAOTDR (2007). *Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016 (PERSU II)*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional Séries de Publicações MAOTDR. Lisboa (Portaria n.º 187/2007 de 12 de Fevereiro).

MAOTE (2014). *Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU 2020)*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia.

Metcalf & Eddy, G. Tchobanoglous, F. L. Burton and H. D. Stensel, (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Fourth Edn, McGraw Hill Education.

Module, E. (1997). Odor control for land application of manure. *Food Agric. Biol. Eng.* 44, pp. 1-8.

Mokone, T.P., van Hille, R.P., Lewis, A.E. (2012). Metal sulphides from wastewater: assessing the impact of supersaturation control strategies. *Water Res.* 46, pp. 2088-2100.

Mori, K., Harayama, S. (2011). *Methanobacterium petrolearium* sp. nov. and *Methanobacterium ferruginis* sp. nov., mesophilic methanogens isolated from salty environments. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 61, pp. 138-143.

Ndegwa, P.M., Wang, L., Vaddella, V.K. (2007). Stabilisation of dairy wastewater using limited-aeration treatments in batch reactors. *Biosyst. Eng.* 97, pp. 379-385.

NoOdor. (2015). *Odoreze™ Eco Lagoon Odor Control Spray*. Disponível em : <http://noodor.com/p/farm-smell-odor-sludge-odors-lagoon-manure-pond.html>

Omri, I., Bouallagui, H., Aouidi, F., Godon, J.-J., Hamdi, M. (2011). H<sub>2</sub>S gas biological removal efficiency and bacterial community diversity in biofilter treating wastewater odor. *Bioresour. Technol.* 102, pp. 10202-10209.

Otten, L., Afzal, M.T., Mainville, D.M. (2004). Biofiltration of odours: laboratory studies using butyric acid. *Adv. Environ. Res.* 8, pp. 397-409.

Oyarzún, P., Arancibia, F., Canales, C., Aroca, E.G. (2003). Biofiltration of high concentration of hydrogen sulphide using *Thiobacillus thioparus*. *Process. Biochem.* 39, pp. 165-170.

Pagans, E., Font, X., Sánchez, A. (2006). Emission of volatile organic compounds from composting of different solid wastes: abatement by biofiltration. *J. Harzard. M.* 131, pp. 179-186.

Park, B.-G., Shin, W., Chung, J.-S. (2009). Simultaneous biofiltration of H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, and toluene using cork as a packing material. *Korean J. Chem. Eng.* 26, pp. 79-85.

Pohland, F.G.; Harper, S. R.(1986). Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. *U.S. Environmental Protection Agency*.

Purdy, C.W., Clark, R.N., Straus, D.C., (2010). Determination of water quality variables, endotoxin concentration, and enterobacteriaceae concentration and identification in southern high plains dairy lagoons. *J. Dairy Sci.* 93, pp. 1511-1522.

- Ramírez-Sáenz, D., Zarate-Segura, P.B., Guerrero-Barajas, C., García-Peña, E.I. (2009). H<sub>2</sub>S and volatile fatty acids elimination by biofiltration: clean-up process for biogas potential use. *J. Hazard. Mater.* 163, pp. 1272-1281.
- Rathje, W. L. (1991). Once and future landfills. *National Geographic*, 179 (5), pp. 116-134. (aterro)
- Rattanapan, C., Kantachote, D., Yan, R., Boonsawang, P. (2010). Hydrogen sulfide removal using granular activated carbon biofiltration inoculated with *Alcaligenes faecalis* T307 isolated from concentrated latex wastewater. *Int. Biodeter. Biodegr.* 64, pp. 383-387.
- Reinhart, D.R., Al-Yousfi, A.B. (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Manage. Res.*, 14: pp. 337-346.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulaina, S., Dirassouyanb, F., Moulin, P., (2008). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J. Hazard. Mater.* 150. pp. 468-493.
- Shao, D., Kang, Y., Wu, S., Wong, M.H. (2012). Effects of sulfate reducing bacteria and sulfate concentrations on mercury methylation in freshwater sediments. *Sci. Total Environ.* 424, pp. 331-336.
- Sharma, V.K., Smith, J.O., Millero, F.J., (1997). Ferrate(VI) oxidation of hydrogen sulfide. *Environ. Sci. Technol.* 31, pp. 2486-2491.
- Sharma, V.K., Bloom, J.T., Joshi, V.N., (1998). Oxidation of ammonia by ferrate(VI). *J. Environ. Sci. Health Part A* 33, pp. 635-650
- Sheridan, B.A., Curran, T.P., Dodd, V.A. (2003). Biofiltration of n-butyric acid for the control of odour. *Bioresour. Technol.* 89, pp. 199-205.
- Shlimon, A.G., Friedrich, M.W., Niemann, H., Ramsing, N.B., Finster, K. (2004). *Methanobacterium aarhusense* sp. nov., a novel methanogen isolated from a marine sediment (Aarhus Bay, Denmark). *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 54, pp. 759-763.
- Smyth, S.A., Kyritsis, D.C. (2012). Experimental determination of the structure of catalytic micro-combustion flows over small-scale flat plates for methane and propane fuel. *Combust. Flame* 159, pp. 802-816.
- Steinhaus, B., Garcia, M.L., Shen, A.Q., Angenent, L.T., (2007). A portable anaerobic microbioreactor reveals optimum growth conditions for the methanogen *Methanosaeta concilii*. *Appl. Environ. Microbiol.* 73, pp. 1653-1658.

Taghipour, H., Shahmansoury, M.R., Bina, B., Movahdian, H. (2008). Operational parameters in biofiltration of ammonia-contaminated air streams using composte pieces of hard plastics filter media. *Chem. Eng. J.* 137, pp. 198-204.

Tchobanoglous, G. Kreith, F. (1993) Handbook of solid waste management. *McGraw-Hill*.

Tebo, B.M., Obraztsova, A.Y. (1998). Sulfate-reducing bacterium grows with Cr(VI), U(VI), Mn(IV), and Fe(III) as electron acceptors. *FEMS Microbiol. Lett.* 162, pp. 193-198.

The World Bank. (2012). What a waste, A Global Review of Solid Waste Management. *Urban development series knowledge papers*.

Xie, B., Liang, S.B., Tang, Y., Mi, W.X., Xu, Y. (2009). Petrochemical wastewater odor treatment by biofiltration. *Bioresour. Technol.* 100, pp. 2204-2209.

Zhang, L., De Schryver, P., De Gussemé, B., De Muynck, W., Boon, N., Verstraete, W. (2008). Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: a review. *Water Res.* 42, pp. 1-12.

Zhang, X. L., S. Yan, R.D. Tyagi, R.Y. Surampalli, (2013). Odor control in lagoons. *Journal of Environmental Management* 124, pp. 62-69

Zhang, Z., Zhu, J., Park, K.J. (2006). A bench-scale aeration study using batch reactors on swine manure stabilization to control odour in post treatment storage. *Water Res.* 40, pp. 162-174.

Zhu, J., Zhang, Z., Miller, C. (2005). Effect of pig slurry solids on aeration efficiency and odour generation. *Biosyst. Eng.* 90, pp. 443-450.